

KAREN BRAATHEN DE CARVALHO

**MONITORAMENTO DA ATIVIDADE MICROBIANA EM ÁREA IMPACTADA PELO
ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE REJEITOS EM BRUMADINHO-MG.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientadora: Cynthia Canêdo da Silva

Coorientadora: Maria Catarina Megumi Kasuya

VIÇOSA - MINAS GERAIS

2023

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

C331m
2023

Carvalho, Karen Braathen de, 1994-
Monitoramento da atividade microbiana em área impactada
pelo rompimento da barragem de rejeitos em Brumadinho-MG /
Karen Braathen de Carvalho. – Viçosa, MG, 2023.
1 dissertação eletrônica (152 f.): il. (algumas color.).

Inclui anexos.

Orientador: Cynthia Canêdo da Silva.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Microbiologia, 2023.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2023.738>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Diversidade microbiana. 2. Ativação enzimática. 3. Solos
- Qualidade. 4. Micro-organismos do solo. 5. Barragens de
rejeitos. 6. Carbono. I. Silva, Cynthia Canêdo da, 1978-.
II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Microbiologia. Programa de Pós-Graduação em Microbiologia
Agrícola. III. Título.

CDD 22. ed. 579.17

KAREN BRAATHEN DE CARVALHO

**MONITORAMENTO DA ATIVIDADE MICROBIANA EM ÁREA IMPACTADA PELO
ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE REJEITOS EM BRUMADINHO-MG.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 02 de outubro de 2023.

Assentimento:

Documento assinado digitalmente
 **KAREN BRAATHEN DE CARVALHO**
Data: 28/11/2023 18:55:50-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Karen Braathen de Carvalho

Orientada

Documento assinado digitalmente
 **CYNTHIA CANEDO DA SILVA**
Data: 28/11/2023 18:04:25-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Cynthia Canêdo da Silva

Orientadora

*À todos que me acompanharam nessa jornada e às
vidas ceifadas por esse desastre.*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

À minha irmã, Stella Braathen de Carvalho, por estar presente em todos os momentos, e sempre acreditar no meu potencial.

À minha mãe, Elizabeth Maria Braathen, por seu amor incondicional e fé inabalável de que eu conseguiria finalizar essa jornada.

Ao meu pai, Willam Lima de Carvalho, por sempre incentivar a busca pelo conhecimento e me dar todo o apoio para eu poder me dedicar aos meus estudos.

Ao meu irmão, Kevin Braathen de Carvalho, pelo bom humor que deu leveza a essa empreitada, e por ser exemplo de integridade acadêmica que eu pude seguir.

Ao meu padrinho, Carlos Renato Tavares Castro, pelo amor e orgulho demonstrados mesmo à distância.

Aos meus familiares, pelo afeto e apoio constante na minha caminhada.

À Helena Santiago, por me permitir desfrutar de sua inteligência, experiência, e carisma no laboratório.

Ao Alex Castro por ser um técnico excepcional e sempre disposto a compartilhar conhecimentos.

À toda equipe do projeto de solos, que se dedicou para a realização das coletas e análises demandadas por esse trabalho, tecendo uma trama colaborativa indispensável para o sucesso dos nossos experimentos.

Às estagiárias, com uma vontade insaciável de aprender e disposição para contribuir sempre, essenciais para o funcionamento do laboratório.

À minha orientadora, Cynthia Canêdo da Silva, por ter confiado nas minhas habilidades e por disponibilizar sempre seus conhecimentos.

À minha coorientadora Maria Catarina Megumi Kasuya, pelos ensinamentos e dedicação ao projeto.

Aos membros da banca, Igor Assis e Marliane, pela disponibilidade e contribuições ao trabalho.

À Universidade Federal de Viçosa, em especial o Programa de Pós-graduação em Microbiologia Agrícola, pela oportunidade de contribuir para o programa.

À Vale, pelo suporte financeiro do projeto e pela bolsa de mestrado.

Ao Laboratório de Análises e Pesquisas em Estatística Aplicada, pelo trabalho realizado com os dados gerados pelo projeto.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo suporte dado ao projeto.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG),
pel o suporte dado ao projeto.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo suporte dado ao projeto: O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

“The wheel of life is made up of two processes – growth and decay. The one is the counterpart of the other.”

Sir Albert Howard.

RESUMO

CARVALHO, Karen Braathen de, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, outubro de 2023. **Monitoramento da atividade microbiana em área impactada pelo rompimento da barragem de rejeitos em Brumadinho-MG.** Orientadora: Cynthia Canêdo da Silva. Coorientadora: Maria Catarina Megumi Kasuya.

O rompimento da barragem B1 em Brumadinho desencadeou um desastre ambiental de grande proporção no Brasil. A barragem que continha rejeitos oriundos da mineração espalhou mais de 12 milhões de metros cúbicos de lama, resultando em perdas ambientais e humanas. Para reabilitar a área impactada foi lançado em 2020 um projeto piloto de recuperação ambiental, na área denominada Marco Zero, com o intuito de reabilitar a área e utilizá-la de modelo para a recuperação das demais áreas afetadas. Sabendo que a microbiota do solo é responsável por inúmeros processos indispensáveis para a manutenção da vida e saúde no solo, sendo indicadores de qualidade frequentemente empregados em estudos pedológicos, este estudo se baseou em sua avaliação. Assim objetivo deste trabalho foi avaliar o processo de reabilitação da área atingida por rejeitos de mineração utilizando indicadores microbiológicos de saúde do solo. A Respiração Basal do Solo (RBS), Carbono da Biomassa Microbiana (CBM), quociente metabólico (qCO_2) e enzimas foram avaliados. As amostras de solo foram coletadas nas estações chuvosa e seca, em seis transectos. Uma área de borda de rio, próxima, mas não afetada pela lama, foi selecionada como área de referência. Os resultados evidenciaram que as amostras coletadas na área afetada de forma geral tiveram valores de RBS e qCO_2 maiores e CBM menores que as amostras de referência, entretanto, não foi possível observar diferenças significativas entre os valores, sugerindo que os processos de reabilitação realizados na área estão tendo resultados satisfatórios. Entretanto, deve-se salientar que as atividades das enzimas beta-glicosidase, urease e arilsulfatase das amostras do solo na área afetada se mostraram inferiores ao esperado ou menores que das áreas de referência, mostrando que as atividades relacionadas com a ciclagem dos nutrientes ainda não foram totalmente recuperadas. As amostras localizadas a montante da área avaliada obtiveram resultados melhores as amostras coletadas a jusante. Por meio da análise multivariada foi possível verificar que as variáveis beta-glicosidase, urease, arilsulfatase e qCO_2 se mostraram mais sensíveis às alterações da área afetada. Nossos resultados mostraram que apesar da reabilitação dos serviços ecossistêmicos da microbiota do solo no período avaliado ter progredido, as atividades de monitoramento devem ser continuadas por mais tempo para que atividades de intervenção, caso necessárias, possam ser realizadas para não haver mais impactos.

Palavras-chave: Qualidade do solo, Atividade enzimática, Rejeito, Respiração Basal do Solo, Carbono da Biomassa.

ABSTRACT

CARVALHO, Karen Braathen de, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, October, 2023. **Monitoring of microbial activity in area impacted by the mining tailing dam's rupture in Brumadinho-MG.** Adviser: Cynthia Canêdo da Silva. Co-adviser: Maria Catarina Megumi Kasuya.

The rupture of the B1 dam in Brumadinho triggered a major environmental disaster in Brazil. The dam, which contained mining tailings, spread over 12 million cubic meters of mud, resulting in environmental and human losses. In 2020, a pilot environmental recovery project was launched in the area called "Marco Zero" to rehabilitate the affected area and serve as a model for the recovery of other affected areas. Knowing that soil microbiota is responsible for numerous essential processes for maintaining life and health in the soil, often used as indicators of quality in soil studies, this study was based on its assessment. The objective of this work was to evaluate the rehabilitation process of the area affected by mining waste using microbiological indicators of soil health. Soil Basal Respiration (SBR), Microbial Biomass Carbon (MBC), metabolic quotient (qCO_2), and enzymes were assessed. Soil samples were collected in both the rainy and dry seasons, along six transects. A riverbank area nearby, not affected by the mud, was selected as a reference area. The results showed that samples collected in the affected area generally had higher SBR and qCO_2 values and lower MBC values than reference samples. However, no significant differences between the values were observed, suggesting that the rehabilitation processes in the area are yielding satisfactory results. It should be noted, though, that the activities of the enzymes beta-glucosidase, urease, and arylsulfatase in the soil samples in the affected area were lower than expected or lower than in the reference areas, indicating that nutrient cycling activities have not been fully restored. Samples located upstream of the evaluated area showed better results than samples collected downstream. Multivariate analysis revealed that beta-glucosidase, urease, arylsulfatase, and qCO_2 variables were more sensitive to changes in the affected area. Our results showed that despite the progress in rehabilitating soil microbiota ecosystem services during the evaluated period, monitoring activities should be continued for a longer time so that intervention activities, if necessary, can be carried out to prevent further impacts.

Keywords: Soil Quality, Enzyme activity, Mining tailings, Soil Basal Respiration, Microbial Biomass Carbon.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	11
CAPÍTULO 1: REVISÃO DE LITERATURA.....	12
1. O DESASTRE DE BRUMADINHO	12
2. MICRORGANISMOS DO SOLO	13
3. IMPACTO DO REJEITO DE MINERAÇÃO NA MICROBIOTA DO SOLO.....	14
4. REABILITAÇÃO AMBIENTAL DE ÁREAS IMPACTADASÁREA IMPACTADA	16
4.1 REABILITAÇÃO <i>VERSUS</i> RESTAURAÇÃO	16
4.2 REABILITAÇÃO AMBIENTAL: MARCO ZERO	16
5. INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO	17
5.1 CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA.....	17
5.2 RESPIRAÇÃO BASAL MICROBIANA.....	18
5.3 QUOCIENTE METABÓLICO (qCO ₂).....	19
5.4 ATIVIDADE ENZIMÁTICA.....	20
5.4.1 FOSFATASES	23
5.4.2 BETA-GLICOSIDASE	25
5.4.3 UREASE	27
5.4.4 ARILSULFATASE	28
REFERÊNCIAS	30
CAPÍTULO 2: ATIVIDADE MICROBIANA DO SOLO EM ÁREA IMPACTADA PELO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE REJEITOS EM BRUMADINHO	43
1. INTRODUÇÃO	43
1.1. OBJETIVO GERAL	45
1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	45
2. MATERIAIS E MÉTODOS	46
2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	46
2.2. AMOSTRAGEM	46
2.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	49
2.4 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS	50
2.4.1 RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO (RBS)	50
2.4.2 CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA (CBM).....	51
2.4.3 QUOCIENTE METABÓLICO (qCO ₂)	53
2.4.4 ANÁLISES ENZIMÁTICAS	53
2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	55
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	55

3.1.	RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO (RBS).....	55
3.3.	QUOCIENTE METABÓLICO (qCO_2).....	58
3.4.	ATIVIDADE ENZIMÁTICA DO SOLO	60
3.5.	CORRELAÇÃO ENTRE OS ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS.....	64
3.6.	IMPACTO DOS REJEITOS NA MICROBIOTA DO SOLO	65
3.7.	ANÁLISE MULTIVARIADA DOS ATRIBUTOS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS	68
3.8.	ANÁLISE MULTIVARIADA APLICADOS AOS DADOS MICROBIOLÓGICOS 70	
4.	CONCLUSÕES	72
	AGRADECIMENTOS	73
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73
	ANEXO 1 – RELATÓRIO DE ESTATÍSTICA LAPEA.....	87
	ANEXO 2 – DADOS BRUTOS.....	139
	ANEXO 3 – APLICAÇÃO KRUSKAL-WALLIS EM DOIS GRUPOS.....	142

INTRODUÇÃO

O solo é um ecossistema complexo e dinâmico que possui um papel fundamental na manutenção de serviços ecossistêmicos fornecidos pelo solo, incluindo, mas não limitado aos ciclos biogeoquímicos (SMITH, COTRUFO, *et al.*, 2015). A ação antropogênica afeta o ambiente de diversas formas, e de gravidades diferentes. A mineração, em particular, pode ter efeitos devastadores e duradouros no meio ambiente se não for adequadamente manejada, impactando a qualidade do solo e, assim, sua capacidade de suportar ecossistemas (ZHANG e WANG, 2020; YU, NI, *et al.*, 2014).

Os resíduos gerados pela mineração, chamados de rejeito, podem conter metais pesados e outras substâncias tóxicas que podem prejudicar as qualidades físicas, químicas, e biológicas do solo. Logo, monitorar a saúde de solos afetados por rejeito de mineração se prova essencial para uma recuperação ou restauração dessas áreas (KIVENTERÄ, PERUMAL, *et al.*, 2020; KOSSOFF, DUBBIN, *et al.*, 2014).

As enzimas têm se destacado como indicadores de qualidade de solo devido sua sensibilidade a mudanças ambientais e seu envolvimento intrínseco com processos chave de ciclos biogeoquímicos. Enzimas desempenham um papel indispensável na ciclagem de nutrientes e de matéria orgânica no solo, e alterações no nível de atividade enzimática frequentemente refletem alterações na estrutura da comunidade microbológica do solo, na disponibilidade de nutrientes, e saúde geral do solo (KARACA, CETIN, *et al.*, 2010; MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Outros indicadores biológicos, como carbono da biomassa, respiração basal do solo e o quociente metabólico, também são variáveis anteriormente empregadas com sucesso no monitoramento da saúde do solo (CARDOSO, VASCONCELLOS, *et al.*, 2013).

O desastre de Brumadinho, ocorrido em 2019, resultou em muitos danos ambientais e humanos na área afetada (PEREIRA, CRUZ e GUIMARÃES, 2019). Foram, contudo, tomadas medidas para reabilitação das áreas, sendo a primeira delas a seção denominada Marco Zero (VALE, 2020). Terminado os esforços iniciais de reabilitação, é necessário acompanhar o progresso da área, sendo a análise do solo de vital importância para compreensão do progresso do processo de reabilitação da área (MUÑOZ-ROJAS, ERICKSON, *et al.*, 2016).

O presente trabalho propôs a determinação do carbono da biomassa microbiana, da respiração basal microbiana, quociente metabólico e da atividade enzimática do solo para

verificar a qualidade do solo na área impactada pelo rejeito de minério de ferro, Marco Zero (região de Brumadinho, MG) durante seu processo de reabilitação. E assim, objetivou-se determinar os indicadores mais sensíveis e adequados para monitoramento da área afetada, e se ela está caminhando para reabilitação ou se medidas corretivas deverão ser aplicadas, sendo uma ferramenta de tomada de decisão embasada em análise robusta de dados.

CAPÍTULO 1: REVISÃO DE LITERATURA

1. O DESASTRE DE BRUMADINHO

Segundo a FEAM (Fundação Estadual do Meio Ambiente), existem 404 barragens de mineração em Minas Gerais, das quais 345 (85.4%) apresentam situação de estabilidade atestada. Logo, uma parcela considerável (14.6%) dessas barragens oferece riscos à população e ao meio ambiente, tendo em vista a inconformidade dessas estruturas de segurança (FEAM, 2020).

Em Brumadinho, a passagem da lama impactou 269 ha. Estima-se que foram perdidos 133.27 ha de vegetação de Mata Atlântica, e 70.65 ha de áreas de preservação permanente (APP). Aproximadamente 268.1 ha das áreas atingidas estão situadas dentro da chamada zona de amortecimento (ZA) do Parque Estadual Serra do Rola Moça, resultando em significativos impactos sociais, ambientais e econômicos. A lama abrangeu o vale do Córrego do Feijão, chegando por fim na região de deságue dos corpos hídricos próximos (*e.g.*, córrego Fero-Carvão e o leito do Rio Paraopeba). Além dos danos econômico-ambientais, o desastre ceifou 272 vidas, sendo a maior parte trabalhadores diretos da empresa (SILVA, 2020; BRASIL, 2020).

Em termos de composição química da lama, as amostragens conduzidas revelaram que em 100% das amostras os teores de ferro e manganês estavam muito acima da média esperada para os solos da região – no caso do manganês, o valor foi 27 vezes maior, e para o ferro, até 2 vezes maior. Houve, ainda, constatação que os valores de cobre e bário superaram o admitido pela legislação vigente (em 60% e 10%, respectivamente) (BRASIL, 2020).

O corpo hídrico, Rio Paraopeba, sofreu intensos impactos. Segundo o IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas), as concentrações de ferro total, manganês total, chumbo total e mercúrio total apresentaram valores extremamente acima do permitido por lei (até 21 vezes maior, no caso dos metais pesados, e 7.365 vezes maior, no caso do manganês) (IGAM, 2019; SILVA, 2020).

O rejeito liberado no rompimento da barragem B1 consistiu em material particulado fino. Mais especificamente, 69.7% do material era de dimensão silte-argila, sendo o restante composto por areia. A lama era rica em ferro (264.9 mg/g), alumínio (10.8 mg/g), manganês (4.78 mg/g), e titânio (0.43 mg/g). Metais pesados também foram encontrados nas amostras, como urânio (1457.4 µg/g), cádmio (30.94 µg/g), chumbo (14.64 µg/g), arsênio (4.69 µg/g), estanho (547.4 µg/g) e mercúrio (101.3 µg/g). Elementos raros também foram constatados, como índio (210.2 µg/g) e gálio (92.34 µg/g), dentre outros. Os metais pesados são de especial importância, considerando o seu grande potencial de toxicidade para os seres vivos do local e o fato de que as concentrações encontradas excedem os valores recomendados pela NOAA (*Natural Oceanic and Atmospheric Administration*) (VERGILIO, LACERDA e OLIVEIRA, 2020).

A contaminação de solos com metais pesados é um problema reconhecido e causado por múltiplas atividades antropogênicas, sendo a mineração apenas uma delas. Os metais pesados no solo são prejudiciais à várias características do solo, dentre elas a atividade enzimática. As enzimas do solo são moléculas naturais, podendo ser descritas de forma geral como agentes catalizadores de reações microbianas e se originam principalmente de microrganismos e plantas. As enzimas apresentam papéis vitais em reações bioquímicas do solo, o que significa que a inibição dessa atividade devido a metais pesados se torna um problema considerável (KARACA, CETIN, *et al.*, 2010). Além da inibição de atividade enzimática, a contaminação por metais pesados, cujo impacto aumenta de forma proporcional ao aumento da concentração da contaminação, é capaz de alterar a estrutura da comunidade microbiana do solo (KHAN, CAO, *et al.*, 2007).

2. MICRORGANISMOS DO SOLO

Em termos de *habitat*, o solo pode ser descrito como sendo um sistema heterogêneo (características do solo mudam ao longo do perfil, e de acordo com o tipo de organismo que ali habita), descontínuo (consequência da heterogeneidade do sistema) e estruturado. Nele, existem vários *micro-habitats* com características distintas entre si, mas interdependentes. Isto é, não se consegue modificar uma característica sem alterar também as demais. Há, ainda, a complexidade da mensuração dessas características – algumas podem ser medidas de forma direta e relativamente exata, enquanto outras não conseguem ser medidas com as atuais tecnologias e metodologias disponíveis (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006; CARDOSO e ANDREOTE, 2016).

A qualidade do solo diz respeito à capacidade do solo de fornecer uma gama de funções ecossistêmicas e agronômicas mantendo a saúde e qualidade ambiental, produtividade biológica, e promovendo saúde animal e vegetal (DUBEY, 2019). Os solos, sendo variados entre si, não tem um índice universal ou valores padrão para consulta, sendo necessária uma investigação mais profunda para determinar a qualidade de um dado solo, utilizando-se áreas de referência para aferir as áreas de estudo (ARAÚJO, KER, *et al.*, 2012).

Os microrganismos do solo desempenham inúmeras funções, incluindo, mas não se limitando, à decomposição da matéria orgânica, produção de compostos que ajudam na formação de agregados no solo, decomposição de compostos potencialmente nocivos e não nativos (xenobióticos), controle biológico de pragas e doenças, e ciclagem dos nutrientes (SILVEIRA e FREITAS, 2007). Existe uma diversidade funcional elevada nas comunidades do solo, ocorrendo até mesmo em espécies do mesmo gênero. Por exemplo, no gênero *Bacillus* tem-se espécies que atuam como controle de pragas (*e.g.*, patógenos de larvas de insetos, como a *B. thuringiensis*), assim como espécies fixadoras de nitrogênio atmosférico (*e.g.*, *B. polymyxa*), e espécies que atuam como patógenos de animais (*e.g.*, *B. anthracis*) (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

Em se tratando da ecologia do solo, deve-se entender que a comunidade nada mais é que a reflexão do seu *habitat*, e que quanto maior a complexidade da comunidade, maior a sua estabilidade. Uma alta complexidade biológica gera relações diversas, limitando a explosão populacional e mantendo o equilíbrio populacional, o que favorece as condições de equilíbrio biológico do sistema. Uma comunidade equilibrada sofre menos impactos de fatores externos. Uma comunidade diversa implica, também, em diversidade funcional – a mesma função é executada por diferentes organismos (redundância funcional), o que contribui para a estabilidade do sistema. Isto é, se houver alguma condição que prejudique um grupo específico de organismos, a redundância funcional permite que haja outros organismos não impactados que continuem a executar essa função, sem perda de funcionalidade para a comunidade (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006; BIGGS, YEAGER, *et al.*, 2020).

3. IMPACTO DO REJEITO DE MINERAÇÃO NA MICROBIOTA DO SOLO

A mineração é uma importante atividade econômica, mas é uma atividade de alto impacto ambiental. Um dos subprodutos gerados pela mineração é o rejeito – tipicamente retido em barragens de rejeito, e é formado majoritariamente por solo/lama que não tem valor econômico. É um resíduo intrínseco à atividade mineradora, e ele pode ser preocupante quando

não é devidamente acondicionado e destinado (KOSSOFF, DUBBIN, *et al.*, 2014). Apesar da maior fração do rejeito ser inerte, é comum encontrar metais pesados e outros compostos tóxicos em sua composição, tornando preocupante quando existe rompimento de barragens ou um armazenamento inadequado de rejeito levando a vazamentos ou lixiviação de contaminantes para áreas vizinhas (VERGILIO, LACERDA e OLIVEIRA, 2020; WANG, SUN, *et al.*, 2019).

Além de oferecer risco à seres humanos, por meio da contaminação de alimentos e água, a contaminação do solo por compostos tóxicos afeta diretamente a comunidade microbiana do local, o que compromete os serviços ecossistêmicos oferecidos e a saúde ecossistêmica como um todo (BRASIL, 2020; KARACA, CETIN, *et al.*, 2010). Microrganismos possuem metabolismos diversos e distintos, e isso impacta a capacidade da comunidade se adaptar a um novo cenário. Capacidade adaptativas heterogêneas significam que uma parte da comunidade pode adquirir uma vantagem competitiva sobre as demais e se sobressair, enquanto outras vão sucumbir às mudanças ambientais, alterando fundamentalmente a estrutura da comunidade do solo, podendo levar a uma redução de atividade metabólica, o que compromete a qualidade do solo (GRIFFITHS e PHILIPPOT, 2013; PHILIPPOT, GRIFFITHS e LANGENHEDER, 2021; LEE, KIM, *et al.*, 2020).

As características físicas do solo também podem ser impactadas pelo rejeito, sendo possível modificar a textura do solo, o que acarreta alterações na estrutura do solo e sua capacidade de reter água, que é essencial para manutenção de ecossistemas. Tanto microrganismos como plantas dependem da umidade do solo para se desenvolver e estabelecer, e comprometer esse fornecimento implica em futura escassez hídrica para a área afetada. Essa mudança pode inibir o crescimento de certos organismos, disponibilidade de nutrientes e desenvolvimento de plantas (KUMAR, 2013; RAWLS, PACHEPSKY, *et al.*, 2003; GHEZZEHEI, SULMAN, *et al.*, 2019; NEINA, 2019).

No que tange a atividade enzimática em particular, de forma geral, observou-se queda na atividade enzimática em solos de mineração impactados e contaminados com metais pesados (ZHAO, SUN, *et al.*, 2020; LI, HU, *et al.*, 2018; LIU, LI, *et al.*, 2020; GONZÁLEZ-MILLE, ESPINOSA-REYES, *et al.*, 2019; GALLEGO, ESBRI, *et al.*, 2021). Houve, contudo, outros resultados relatados. Tong *et al.* (2017) registraram uma correlação negativa entre atividade da urease e tamanho da partícula do solo; Li *et al.* (2019) observaram que em áreas impactadas por rejeitos de mineração sujeitas à fitorremediação, a atividade de urease e fosfatases aumentaram, indicando melhora em relação ao controle contaminado; Wang *et al.* (2018), estudando áreas

afetadas pelo rejeito de uma barragem de mineração de cobre, constataram uma correlação positiva entre a atividade da urease e teor de nitrogênio total e umidade do solo.

4. REABILITAÇÃO AMBIENTAL DE ÁREAS IMPACTADASÁREA IMPACTADA

4.1 REABILITAÇÃO *VERSUS* RESTAURAÇÃO

Reabilitação ambiental consiste na reparação, na melhoria de processos ecossistêmicos, de serviços e da produtividade da área impactada (SER, 2004). Este conceito costuma ser confundido com restauração ambiental. A restauração ambiental, segundo a SER (*Society for Ecological Restoration*), é uma atividade intencional que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema, no que diz respeito a sua saúde, integridade e sustentabilidade. A restauração se faz necessária, no geral, em ecossistemas que sofreram algum tipo de impacto ou degradação (SER, 2004).

Portanto, a reabilitação ambiental é ligeiramente diferente de restauração, pois esta última prevê o restabelecimento da integridade biótica pré-existente, ao seu estado original, visando atingir os mesmos níveis de composição de espécies e estrutura das comunidades (SER, 2004). Ambas as atividades têm foco nos ecossistemas que existiam na área como modelos ou referências, mas elas diferem nos objetivos finais e estratégias empregadas.

Em termos de abordagem estratégica, a reabilitação ambiental prioriza a reparação de processos ecossistêmicos, de serviços e produtividade da área, enquanto a restauração ambiental além disso prevê o restabelecimento da integridade biótica pré-existente, visando atingir os mesmos níveis de composição de espécies e estrutura das comunidades (SER, 2004).

4.2 REABILITAÇÃO AMBIENTAL: MARCO ZERO

A Vale, empresa mineradora com atuação global, visando mitigar os impactos que o rejeito de mineração podem trazer ao solo, e ciente da possibilidade de recontaminação do leito do Rio Paraopeba por lixiviação, removeu o rejeito de uma parte da área afetada. O processo de retirada integrou o projeto piloto de reabilitação da área denominada Marco Zero, que objetiva a reconstituição das condições originais do ribeirão ferro-carvão e da revegetação utilizando plantas nativas nas matas ciliares (VALE, 2020).

Assim, o projeto de reabilitação da área impactada se iniciou com a remoção do rejeito que se depositou sobre a área, totalizando 130 mil m³. Foi feita, então, a reconstrução do canal do leito do ribeirão ferro-carvão utilizando técnicas de geoengenharia. A etapa seguinte foi o emprego de *topsoil* – camada superficial do solo, tipicamente com abundância de matéria

orgânica e microrganismos, obtido de áreas não afetadas pelo desastre – para se iniciar o processo de revegetação (VALE, 2020).

5. INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO

Sabe-se que a atividade e diversidade da microbiota do solo é de fundamental importância para a sustentabilidade e manutenção das funções desempenhadas pelo solo. Indicadores microbiológicos de qualidade do solo são em geral mais suscetíveis a mudanças ambientais, como uso do solo e técnicas de manejo, no caso de lavouras, quando comparados à indicadores físico-químicos, e por isso podem refletir em alterações na área de forma mais rápida (MATSUOKA, MENDES e LOUREIRO, 2003). Dentre os indicadores microbiológicos, destacam-se a biomassa microbiana do solo, a respiração basal do solo, o quociente metabólico e enzimas do solo.

Uma limitação no uso de indicadores bioquímicos para qualidade de solo é que eles apresentam grande variabilidade, diferindo com clima, estação, localização geográfica e demais fatores intrínsecos do solo. Assim, deve-se coletar dados para descrever a natureza complexa do solo e o uso de análises estatísticas multivariadas pode ajudar na seleção de indicadores mais significativos para cada caso (CARDOSO, VASCONCELLOS, *et al.*, 2013; SOBUCKI, RAMOS, *et al.*, 2021; USDA, 2010).

5.1 CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA

A biomassa microbiana do solo é a parte da matéria orgânica do solo que é viva, sendo composta principalmente por fungos, bactérias, algas e protozoários. Essa fração representa uma fonte importante de nutrientes para as plantas, já que se encarregam de boa parte da ciclagem de nutrientes. É uma variável de resposta rápida a mudanças ambientais, sendo assim um indicador sensível amplamente utilizado em estudos de saúde do solo (CARDOSO e ANDREOTE, 2016; EVANGELOU, TSADILAS e GIOURGA, 2020; LIU, WEI, *et al.*, 2012)

O teor de Carbono da Biomassa Microbiana (CBM) varia de acordo com muitos fatores, podendo diferir de acordo com o tipo de solo e o tipo de manejo e uso do solo. Há, também, o impacto sazonal nos dados, já que os valores de CBM estão sujeitos a mudanças devido ao clima e temperatura, apresentando correlações positivas com teor de umidade e temperatura média. Logo, em meses mais quentes e úmidos as condições favorecem o crescimento de grande parte dos microrganismos do solo, sendo esperados valores maiores de CBM do que em meses

frios e secos (EVANGELOU, TSADILAS e GIOURGA, 2020; FENG, ZOU e SCHAEFER, 2009).

De forma geral, um aumento no CBM indica uma melhora no solo, já que indica um aumento da comunidade microbiana. Por outro lado, valores baixos de CBM tendem a indicar alguma perturbação no solo que ocasionou perda de biomassa microbiana, o que afeta a saúde do solo (SONI, 2011; LIU, WEI, *et al.*, 2012; CONDRON, STARK, *et al.*, 2010). Estudos indicam que quando se detecta uma contaminação por metais pesados, valores de CBM tendem a cair, indicando que a comunidade é sensível a esse tipo de contaminante (CHANDER, DYCKMANS, *et al.*, 2001). Em áreas de mineração, o CBM também é usado como indicador de qualidade do solo (ZHAO, SUN, *et al.*, 2020; HU, JIANG, *et al.*, 2014; WANG, SHI, *et al.*, 2007).

5.2 RESPIRAÇÃO BASAL MICROBIANA

A respiração basal microbiana (RBM) do solo é um processo fundamental e componente chave do ciclo do carbono. De forma simplificada, a respiração basal diz respeito a quantidade de dióxido de carbono liberado pelos microrganismos do solo durante seus processos metabólicos (SPOHN, KLAUS, *et al.*, 2016; PHILLIPS, BOND-LAMBERTY, *et al.*, 2017; BELMONTE, CELI, *et al.*, 2018). Um desses processos é a degradação da matéria orgânica, importante para a ciclagem de nutrientes. Estudos demonstram uma correlação entre RBS e teor de matéria orgânica do solo, que é uma variável representativa da qualidade do solo visto que além de influenciar na ciclagem de nutrientes, melhora a estrutura do solo e sua capacidade de reter água (SONI, 2011; ROMERO-FREIRE, ARAGÓN, *et al.*, 2016; LAL, 2020; SIMON, 2008; GRANDY, STRICKLAND, *et al.*, 2009).

De forma geral solos ricos em matéria orgânica são capazes de sustentar comunidades microbianas mais estáveis e diversas, assim como possuem capacidade de sustentar ecossistemas mais complexos. Sendo assim, a RBS está relacionada com a matéria orgânica e a atividade microbiana a torna um indicador bem utilizado para aferir a qualidade do solo e verificar a condição da comunidade microbiana (ROMERO-FREIRE, ARAGÓN, *et al.*, 2016; MILNE e HAYNES, 2004; CONDRON, STARK, *et al.*, 2010).

Mudanças no ambiente, como desmatamento, no geral reduzem a respiração do solo a longo prazo devido à queda na entrada de carbono no solo (devido à vegetação ausente, que

não mais fornece folhas, frutos, e sementes para o solo) (CARDOSO, VASCONCELLOS, *et al.*, 2013; MOURA, GONZAGA, *et al.*, 2015). Deve-se, contudo, levar em consideração que um valor elevado de respiração nem sempre é um resultado desejável, já que pode indicar liberação de nutrientes para as plantas em curto prazo, mas perda de carbono orgânico para atmosfera a longo prazo (D'ANDRÉA, SILVA, *et al.*, 2002). Avaliações de qualidade do solo em áreas de mineração podem fazer uso dessa métrica (ZHAO, SUN, *et al.*, 2020). Logo, a RBS é uma ferramenta importante para aferir qualidade do solo e monitorar mudanças ao longo do tempo, pois é um indicativo da atividade da microbiota do solo, que realizam boa parte dos processos do solo e são amplamente adotados como indicadores de saúde do solo (BELMONTE, CELI, *et al.*, 2018).

5.3 QUOCIENTE METABÓLICO (qCO_2)

O quociente metabólico (qCO_2) é uma medida da eficiência da respiração do solo e um indicador útil da qualidade do solo. Essencialmente, é o quociente da divisão da respiração microbiana (*i.e.*, produção de CO_2) pela biomassa microbiana, quantificando a quantidade de C- CO_2 liberado por unidade de biomassa microbiana em um dado espaço de tempo. Esse índice reflete o estado metabólico da comunidade microbiana e de forma geral valores mais elevados, indicam uma comunidade sob estresse (ANDERSON e DOMSCH, 1993). Essa variável é útil para fins de monitoramento, podendo ser utilizada para avaliação de áreas (D'ANDRÉA, SILVA, *et al.*, 2002).

“Qualidade do solo” é um conceito complexo que abrange uma gama de propriedades físicas, químicas e biológicas. Os microrganismos desempenham papéis fundamentais na manutenção da qualidade do solo e na performance de serviços ecossistêmicos. O quociente metabólico permite uma compreensão maior sobre a atividade e funcionamento dos microrganismos do solo e como eles são influenciados por fatores ambientais (ARAÚJO, KER, *et al.*, 2012; ASHRAF, WAGAS e RAHMAN, 2022; BASTIDA, ZSOLNAY, *et al.*, 2008).

Estudos em qualidade do solo frequentemente empregam o quociente metabólico como variável de interesse, sendo notado que solos com maior teor de matéria orgânica tendem a ter valores de qCO_2 menores, indicando no geral comunidades mais estáveis e eficientes (RATH e ROUSK, 2015; MERINO, GODOY e MATUS, 2016; GEISSELER e SCOW, 2014).

O qCO_2 também é útil para monitoramento a longo prazo, sendo empregado para acompanhar mudanças na qualidade do solo ao longo do tempo, averiguar impacto de mudanças

no uso do solo, por exemplo, ou para acompanhar a recuperação de uma área impactada. Se for observado um aumento do qCO_2 , é provável que a qualidade do solo esteja em declínio, enquanto uma redução desse índice é no geral percebido como um sinal positivo de melhoria na qualidade do solo (BELMONTE, CELI, *et al.*, 2018; ASHRAF, WAGAS e RAHMAN, 2022; TARRASON, OJEDA, *et al.*, 2010).

5.4 ATIVIDADE ENZIMÁTICA

A atividade enzimática do solo pode ser um indicador útil de saúde do solo, já que se encontram envolvidas em múltiplos processos metabólicos e são sensíveis a mudanças no uso e manejo do solo. Enzimas catalisam várias reações bioquímicas no solo, incluindo as envolvidas em ciclagem de nutrientes, e representam o nível metabólico da comunidade. Dessa forma, mudanças no solo são refletidas na atividade enzimática do mesmo (LEE, KIM, *et al.*, 2020; RODRIGUES, JUNIOR, *et al.*, 2022).

A função desempenhada pelos microrganismos do solo na ciclagem de nutrientes, nos ciclos biogeoquímicos é de vital importância para manutenção da comunidade e dos demais serviços ecossistêmicos (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Considerando que ciclagem de nutrientes no solo é mediada por enzimas, medir a atividade enzimática do solo pode contribuir para uma avaliação mais robusta da saúde do solo e das condições da comunidade microbiana ali instalada (KARACA, CETIN, *et al.*, 2010). Considerando o Carbono, Nitrogênio, Fósforo e Enxofre como nutrientes de grande interesse para a nutrição do solo, as enzimas relacionadas com os ciclos desses nutrientes são, respectivamente: beta-glicosidase, urease, fosfatase (ácida e alcalina) e arilsulfatase (SOBUCKI, 2022).

A atividade enzimática é influenciada por múltiplos fatores ambientais, tornando-as um indicador importante de qualidade do solo (RAMOS, 2022). Devido a sua sensibilidade a mudanças ambientais, enzimas tem emergido como uma forma de acompanhar a qualidade do solo com uma variável altamente responsiva, sendo possível detectar mudanças na qualidade do solo de forma mais rápida (LEE, KIM, *et al.*, 2020; GHOSH, SINGH, *et al.*, 2020). Portanto, pode ser impactada por muitos fatores, dentre eles o pH do solo, temperatura, umidade, teor de matéria orgânica, e disponibilidade de nutrientes (SOBUCKI, 2022; RAMOS, 2022).

O pH afeta diretamente a atividade enzimática devido ao fato que enzimas possuem um pH ótimo para atuar – se o pH do solo não estiver na faixa de atuação da enzima a atividade pode reduzir ou até parar. A temperatura afeta a atividade enzimática de forma análoga –

enzimas possuem temperaturas ótimas de atuação, e estar fora dessa faixa prejudica ou inviabiliza os processos enzimáticos (TABATABAI, 1994; BALDRIAN, SNAJDR, *et al.*, 2013; MCCAULEY, 2009).

A disponibilidade de água, ou umidade do solo, também tem um papel importante – afinal, os microrganismos que produzem as enzimas necessitam de água para manter os seus processos metabólicos ocorrendo, então uma escassez de água impactaria diretamente a atividade enzimática (SARDANS e PEÑUELAS, 2005; SARDANS e PEÑUELAS, 2010). A matéria orgânica, por sua vez, constitui fonte de carbono para muitos microrganismos, e uma disponibilidade de carbono maior está associada com uma maior atividade enzimática (STARK, CONDRON, *et al.*, 2008; PULROLNIK, 2009).

O manejo do solo e uso da área pode interferir nesses fatores, alterando assim a atividade enzimática (BELMONTE, CELI, *et al.*, 2018). Dessa forma, quantificar a atividade enzimática é uma forma eficaz de acompanhar mudanças de uma área e antever problemas na qualidade do solo, sendo possível verificar o funcionamento das comunidades microbiológicas do solo, degradação de contaminantes, e ciclagem de nutrientes (ARAÚJO e MONTEIRO, 2007; CONCEIÇÃO, AMADO, *et al.*, 2005).

O uso de enzimas como indicador oferece vantagens quando comparadas à outras metodologias. Primeiramente, temos a sensibilidade desse indicador, que tende a responder rapidamente a alterações no ambiente, sendo uma ferramenta potente para monitoramento de áreas e permitindo ações mitigadoras antes que o problema detectado se agrave. Adicionalmente, atividade enzimática frequentemente se correlaciona com outras propriedades do solo como teor de matéria orgânica, disponibilidade de nutrientes, e características físicas do solo, oferecendo uma análise mais abrangente da qualidade do solo (ALKORTA, AIZPURUA, *et al.*, 2003; KOTROCZÓ, VERES, *et al.*, 2014).

O uso de enzimas para análise do solo é particularmente relevante porque fornece informações sobre a capacidade dos solos de realizar reações biogeoquímicas, e podem ser usadas como indicadores como já discutido neste trabalho. O estudo da atividade das enzimas não é algo recente. Na Tabela 1 são apresentados alguns fatos marcantes na história dessa área de pesquisa (NANNIPIERI, TRASAR-CEPEDA e DICK, 2018).

Tabela 1 - Marcos na história de pesquisas científicas com enzimas microbianas presentes no solo. Adaptado (NANNIPIERI, TRASAR-CEPEDA e DICK, 2018)

ANO	MARCO	REFERÊNCIA
1899	Primeiro relatório de atividade enzimática no solo (atividade a peroxidase).	(WOODS, 1899)
1957	Evidência conclusiva que enzimas se estabilizam na matriz do solo e se mantêm catalíticas.	(MCLAREN, RESHETKO e HUBER, 1957)
1969	Início da avaliação rigorosa de ensaios de enzimas e uso de substratos a base de p-nitrofenil.	(TABATABAI e BREMNER, 1969)
1972	Uso de substrato fluorogênico para determinar atividade enzimática do solo, permitindo desenvolvimento posterior de protocolos multi-enzimáticos em microplacas.	(PANCHOLY e LYND, 1972)
1975	A maior parte das enzimas abióticas são estabilizadas na forma de complexos húmus-proteína por ligações iônicas, de hidrogênio, ou covalentes.	(LADD e BUTLER, 1975)
1978	Refutação da afirmativa que atividade enzimática não tem relação consistente com atividade microbiana.	(SKUJINS, 1967)
1982	Elucidação do papel de enzimas abiômicas na ecologia microbiológica do solo.	(BURNS, 1982)
1990	Estabilização artificial de enzimas em suportes organo-minerais que podiam ser colocados no solo e permanecer catalíticas.	(BOYD e MORTLAND, 1990)
2002	Deteção de genes codificadores de enzima e primeiras tentativas de correlacioná-los com atividade enzimática correspondente no solo.	(METCALFE, KRSEK, <i>et al.</i> , 2002)

Assim, é notável o uso de enzimas como ferramenta investigativa da qualidade do solo, atestando sua significância e confiabilidade. Entretanto, deve-se levar em consideração que existem limitações no uso de enzimas como indicadores. Primeiramente, a amostra e o substrato são homogeneizados para permitir acesso ao substrato pela enzima. Esse tipo de ensaio avalia a atividade de enzimas estabilizadas que podem ocorrer *in situ* e por isso não se obtém informações sobre a produção enzimática do solo. Adicionalmente, não se tem procedimentos padronizados para mensurar atividade enzimática, o que é alvo de críticas na enzimologia. A atividade enzimática é tipicamente determinada a uma temperatura única, o que não é típico em condições reais, como não oferece informações sobre a relação temperatura/atividade enzimática. E, por fim, nos ensaios são utilizados substratos simples e solúveis, o que nem sempre reflete a realidade no solo (PAZ-FERREIRO e FU, 2016).

Logo, atividade enzimática é um recurso precioso em avaliação de qualidade do solo, mas é preciso ajustar expectativas e interpretações, reconhecendo as limitações das metodologias disponíveis.

5.4.1 FOSFATASES

“Fosfatases” denota um grupo de enzimas capaz de catalisar a hidrólise tanto de ésteres quanto de anidridos do ácido fosfórico (EIVAZI e TABATABAI, 1977). Isto é, as fosfatases atacam ésteres fosfato e fosfato de inositol, liberando íons fosfato (HPO_4^{2-} ou H_2PO_4^-), transformando o fósforo orgânico (indisponível para absorção pelas raízes das plantas) em fósforo inorgânico, que é biodisponível (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Logo, a atividade dessas enzimas está relacionada a ciclagem de fósforo no solo. Seu uso em avaliação de áreas de mineração é bem consolidado na literatura (LI, HU, *et al.*, 2018; HU, JIANG, *et al.*, 2014; DEMKOVÁ, ÁRVAY, *et al.*, 2019; WANG, JIA, *et al.*, 2018; ZHAO, SUN, *et al.*, 2020; LI, WANG, *et al.*, 2019).

O ciclo do fósforo envolve uma série de interações complexas entre solo, microrganismos, plantas e o meio ambiente. As fosfatases tornam o fósforo biodisponível, e o fósforo é então utilizado em processos metabólicos e eventualmente retorna ao solo por meio de resíduos de plantas (*e.g.*, folhas, frutos, galhos) e exsudatos de raízes (FILIPPELLI, 2002). A Figura 1 ilustra o ciclo do fósforo em perspectiva mais ampla e para uma perspectiva mais próxima ao objeto de estudo, temos uma representação mais simples na Figura 2. Nessa última figura é possível ver o fluxo de fósforo no solo, e o quão crucial essa movimentação é para a manutenção do ecossistema.

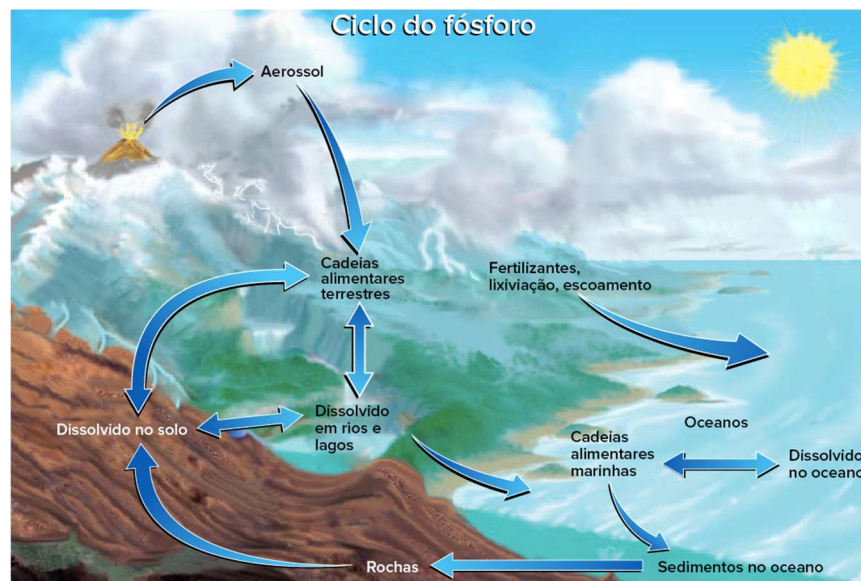


Figura 1. Ciclo biogeoquímico do fósforo em ampla perspectiva (SAMANTHA FOWLER, 2013; KHAN ACADEMY).

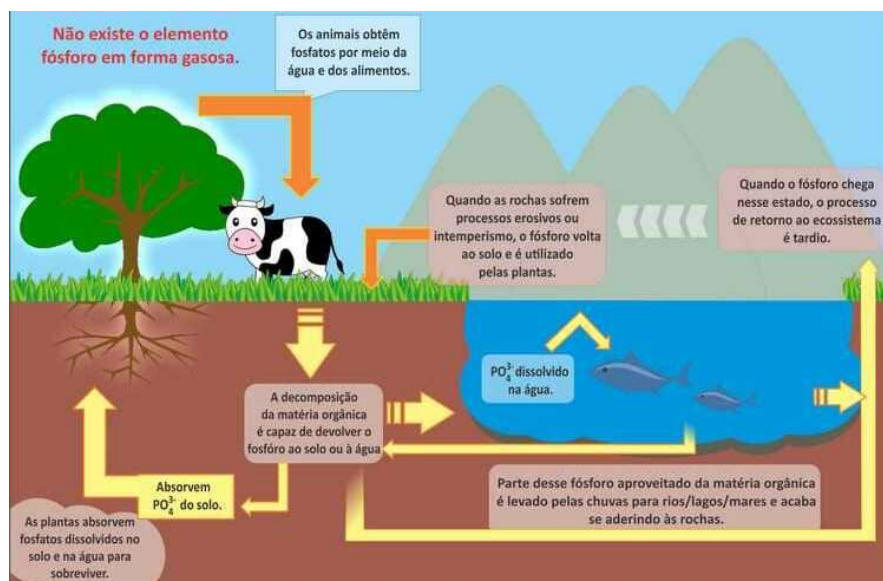


Figura 2 - Ciclo biogeoquímico do fósforo (SENA, 2021).

O manejo do solo afeta o ciclo do fósforo. O uso excessivo de fósforo na agricultura levou ao acúmulo de fósforo no solo de terras de cultivo e pastejo, levando a perda de fósforo por escoamento superficial, erosão ou lixiviação (CONG, SURIYAGODA e LAMBERS, 2020; SCHNEIDER, MARTENS, *et al.*, 2019).

Fosfatase ácida e fosfatase alcalina são dois tipos de fosfatase que são comumente encontradas em solos, secretadas por raízes e produzidas pela microbiota do solo

(FERNANDES, NETO, *et al.*, 1997). Ambas são vitais para a ciclagem do fósforo, mas possuem origens e condições de atuação diferentes. A fosfatase alcalina possui pH ótimo de 11,0 e é produzida exclusivamente pela microbiota do solo, enquanto a fosfatase ácida possui pH ótimo de 6,5 e além de ser produzida pelos microrganismos do solo pode também ser secretada por plantas. A fosfatase ácida tende a dominar em solos ácidos (que favorecem sua atividade), enquanto a fosfatase alcalina tende a se sobrepôr em solos básicos (ROJO, CARCEDO e MATEOS, 1990; OBERSON, BESSON, *et al.*, 1996; FERNANDES, ANJOS, *et al.*, 1998).

5.4.2 BETA-GLICOSIDASE

A beta-glicosidase consegue catalisar reações de hidrólise da maltose e da celobiose, que geram produtos que são importantes fontes de energia para os microrganismos do solo (TABATABAI, 1994), sendo assim relacionada com o ciclo do carbono no solo. Demková *et al.* (2019) utilizou essa enzima para avaliar a poluição em uma área atingida por rejeitos, aferindo o impacto de poluentes na atividade enzimática do solo.

O ciclo do carbono é uma teia complexa de interações que envolve processos biológicos, químicos, físicos e geológicos (Figura 3). O solo possui uma reserva dinâmica de carbono que é um fator crítico no controle de carbono global – representando 75% do carbono terrestre global, solos são responsáveis por armazenar cerca de 4,5 vezes mais carbono do que a vegetação. Isso implica que mudanças em manejo de carbono do solo podem resultar em emissão de CO₂, o que agrava o efeito estufa, e cria um ciclo de retroalimentação positivo, já que a liberação de gases pelo solo é sensível a mudanças de temperatura (LAL, 2004; JOHNSTON, GROFFMAN, *et al.*, 2004).



Figura 3 - Ciclo biogeoquímico do carbono (SAMANTHA FOWLER, 2013; KHAN ACADEMY).

No solo, o ciclo depende da degradação de material orgânico, já que esse processo libera nutrientes e energia para desenvolvimento dos organismos sustentados pelo solo. Após sua absorção e utilização em processos metabólicos, o carbono é retornado ao solo por meio de detritos das plantas e exsudatos das raízes (HORWATH, 2007). A Figura 4 apresenta um esquema simplificado do carbono no solo. Nota-se que os agentes biológicos presentes no solo têm um papel importante em vários processos para a ciclagem de carbono, o que destaca a relevância dos organismos que integram a comunidade pedológica.



Figura 4 - Ciclo do carbono no solo (EMBRAPA, 2018).

5.4.3 UREASE

A urease, por sua vez, realiza a catálise da reação de hidrólise da ureia, resultando em amônia e ácido carbônico (KRAJEWSKA, 2009), sendo assim uma parte do ciclo do nitrogênio. Nitrogênio é um nutriente fundamental para o desenvolvimento da vida, já que é uma parte intrínseca de várias moléculas orgânicas (*e.g.*, proteínas, bases nucleicas) e processos metabólicos (LAYNE, 2006).

O ciclo do nitrogênio é composto por várias interações que vai muito além do que ocorre no solo (Figura 5). Dito isso, o solo é um meio importante em que ocorrem processos fundamentais para manutenção deste ciclo, em particular as reações que tangem a mineralização e imobilização de compostos orgânicos de nitrogênio. A urease, como mencionado anteriormente, hidrolisa ureia, composto nitrogenado frequentemente encontrado no solo, liberando amônio inorgânico que pode então ser absorvido e utilizado por plantas e microrganismos (MATCZUK e SICZEK, 2021; FOWLER, COYLE, *et al.*, 2013; POWLSON, 1993). A Figura 6 ilustra o ciclo do nitrogênio no solo, indicando as múltiplas interações necessárias para o fluxo de nutrientes e o papel chave que os microrganismos desempenham nesses processos.

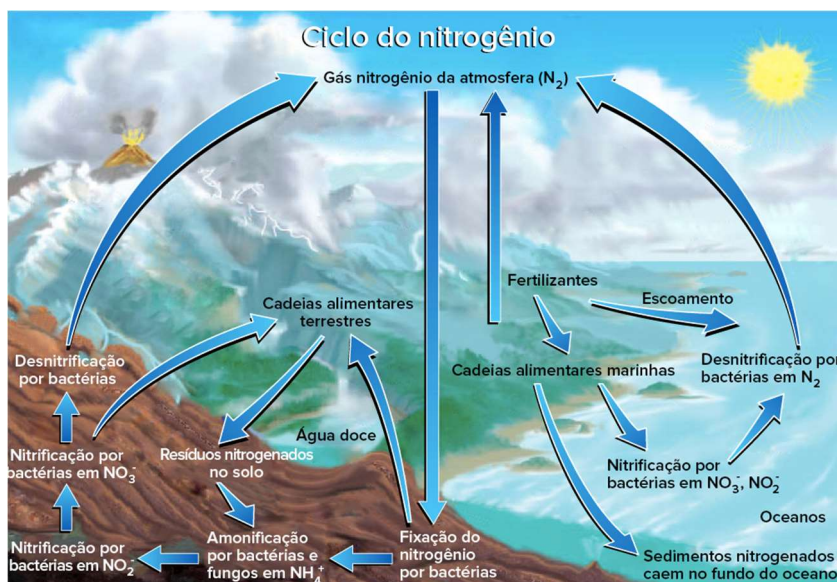


Figura 5 - Ciclo biogeoquímico do nitrogênio (SAMANTHA FOWLER, 2013; KHAN ACADEMY).

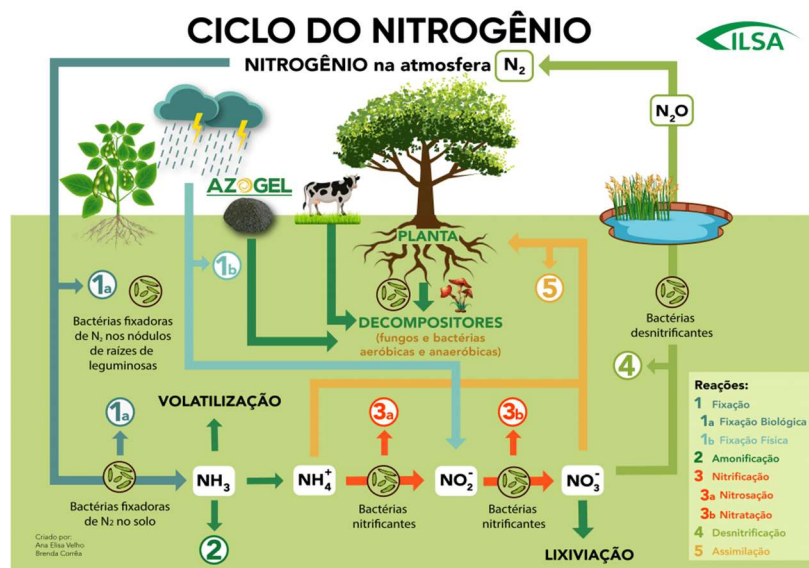


Figura 6 - Ciclo do nitrogênio no solo (SANTOS, VELHO e FREITAS, 2020).

A urease já integrou a estratégia de avaliação de áreas de mineração (DEMKOVÁ, ÁRVAY, *et al.*, 2019; ZHAO, SUN, *et al.*, 2020; WANG, JIA, *et al.*, 2018; LI, HU, *et al.*, 2018; LIU, LI, *et al.*, 2020). Liu, Li *et al.* (2020) estudaram os efeitos da concentração de metais pesados na atividade enzimática em solos afetados por um derramamento de rejeito de mineração em Guancgxi, China. Uma das variáveis estudadas foi a urease, e de forma geral o estudo observou que a tendência de atividade enzimática foi inversa à tendência da concentração de metais pesados, apresentando uma correlação negativa.

5.4.4 ARILSULFATASE

A ação da arilsulfatase se dá por meio da hidrólise de ésteres de sulfato, resultando na liberação de SO_4^{2-} (TABATABAI, 1994). Parte do sulfato liberado da fração orgânica do solo é utilizado no metabolismo microbiano e outra fração fica disponível na solução do solo e assim passível de ser absorvido pelas raízes das plantas (SARMANHO, 2015), sendo assim importante na ciclagem de enxofre (Figura 7).

O enxofre é um macronutriente importante no crescimento e desenvolvimento de muitos organismos devido ao seu papel na biossíntese de metionina e cisteína. Cisteína é um componente vital de proteínas, determina a conformação estrutural proteica, e contribui para catálise de reações enzimáticas. O enxofre também é importante para síntese de coenzima A, que é fundamental para biossíntese e oxidação de ácidos graxos, além de estar relacionada com o ciclo do ácido cítrico. Enxofre inorgânico está disponível para uso direto de plantas, mas representa menos que 5% do enxofre do solo. O restante do enxofre no solo se encontra ligado

a partículas orgânicas e, dessa forma, está disponível apenas de forma indireta para plantas (LUCHETA e LAMBAIS, 2012).

No solo, é possível encontrar enxofre na forma orgânica e inorgânica. No geral as plantas utilizam a forma inorgânica do enxofre como fonte de nutriente, que é a que existe em menor proporção no solo (2-10%, apenas) (Figura 8) (BRIMBLECOMBE, 2014; SCHERER, 2001).

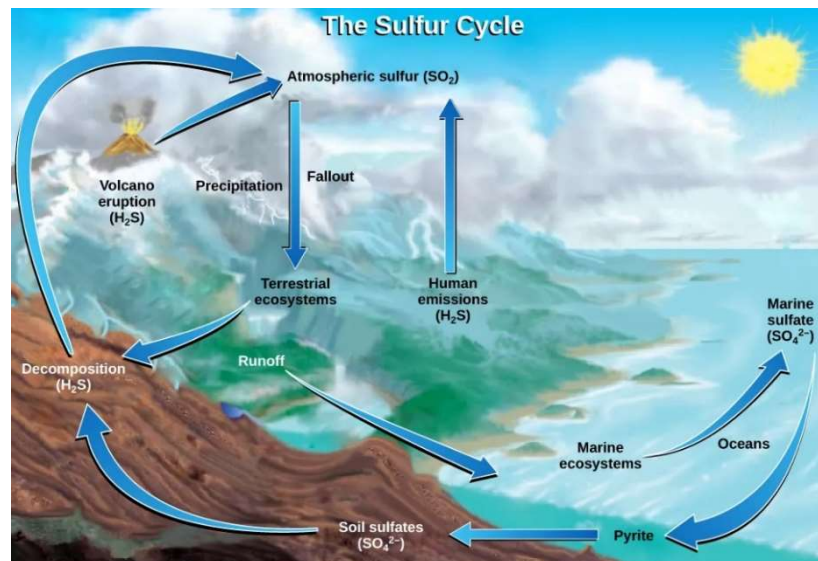


Figura 7 - Ciclo biogeoquímico do enxofre (SAMANTHA FOWLER, 2013).

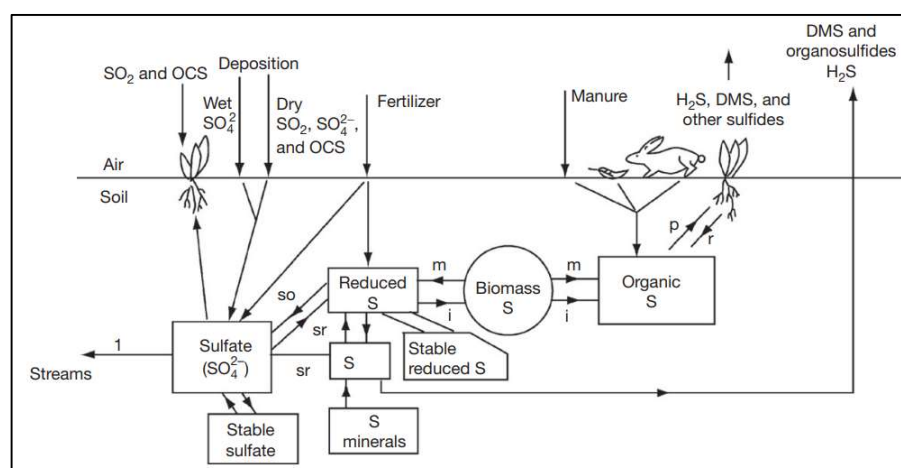


Figura 8 - Ciclo de enxofre no solo. Abreviações: i - imobilização; m - mineralização; p - absorção por plantas; r - exsudatos de raízes; so - oxidação; l - lixiviação; sr - redução. Fonte: (BRIMBLECOMBE, 2014)

Logo, nota-se que no solo, a disponibilidade do enxofre depende da mineralização e imobilização de compostos orgânicos de enxofre. Feita a hidrólise, mediada pela arilsulfatase, o enxofre fica disponível para utilização das plantas e microbiota, sendo vital para a ciclagem de enxofre no solo (CHEN, LIU, *et al.*, 2019).

Na literatura, nota-se alguns exemplos de seu uso como variável avaliativa em amostras de solo em área afetada por rejeitos de mineração (MARTÍNEZ-TOLEDO, MONTES-ROCHA, *et al.*, 2017; GONZÁLEZ-MILLE, ESPINOSA-REYES, *et al.*, 2019; GALLEGO, ESBRI, *et al.*, 2021). Martínez-Toledo, Montes-Rocha, *et al.* (2017) avaliaram a atividade enzimática em solos com poluição por rejeitos de mineração, mais precisamente em depósitos de rejeitos em San Luis Potosí, México. O estudo revelou que a atividade enzimática nos locais contaminados foi menor do que nas áreas de referência.

REFERÊNCIAS

- ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry**. San Diego: Academic Press INC, 1995.
- ALKORTA, I. et al. Soil Enzyme Activities as Biological Indicators of Soil Health. **Reviews on Environmental Health**, v. 18, n. 1, 2003. ISSN doi:10.1515/reveh.2003.18.1.65.
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient from CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 392-395, 1993.
- ARAÚJO, A. S. F. D.; MONTEIRO, R. T. R. INDICADORES BIOLÓGICOS DE QUALIDADE DO SOLO. **Biosci. J.**, Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007. ISSN <https://seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/6684>.
- ARAÚJO, E. A. et al. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava – PR, 2012. 187-206.
- ASHRAF, M. N.; WAGAS, M. A.; RAHMAN, S. Microbial Metabolic Quotient is a Dynamic Indicator of Soil Health: Trends, Implications, and Perspectives (Review). **Soil Biology**, v. 55, n. 12, p. 1794-1803, 2022. ISSN 1064-2293.
- BALDRIAN, P. et al. Responses of the extracellular enzyme activities in hardwood forest to soil temperature and seasonality and the potential effects of climate change. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 56, p. 60-68, 2013. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.01.020>.
- BAÑERAS, L. et al. Resilience of microbial communities in Mediterranean soil after induced drought and manipulated UV radiation. **European Journal of Soil Science**, v. 73, n. 1, 2022. ISSN <https://doi.org/10.1111/ejss.13218>.

- BARBHUIYA, A. R. et al. Dynamics of soil microbial biomass, C, N and P in disturbed and undisturbed stands of a tropical wet-evergreen forest. **European Journal of Soil Biology**, v. 40, p. 113-121, 2004. ISSN doi:10.1016/j.ejsobi.2005.02.003.
- BARBOSA, J. Z. et al. Soil enzymatic activity in Brazilian biomes under native vegetation and contrasting cropping and management. **Applied Soil Ecology**, v. 190, 2023. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105014>.
- BARCELLOS, C.; SILVA, D. X. **Nota técnica: Avaliação dos impactos sobre a saúde do desastre da mineração da Vale - Brumadinho**. Observatório de Clima e Saúde, Fundação Oswaldo Cruz. [S.l.], p. 16. 2019.
- BASTIDA, F. et al. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. **Geoderma**, v. 147, p. 159-171, 2008. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007>.
- BATISTA, É. R. et al. Environmental drivers of shifts on microbial traits in sites disturbed by a large-scale tailing dam collapse. **Science of the Total Environment**, v. 738, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139453>.
- BATISTA, E. R. et al. Organic substrate availability and enzyme activity affect microbial-controlled carbon dynamics in areas disturbed by a mining dam failure. **Applied Soil Ecology**, v. 169, 2022. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104169>.
- BELMONTE, S. A. et al. Effect of Long-Term Soil Management on the Mutual Interaction Among Soil Organic Matter, Microbial Activity and Aggregate Stability in a Vineyard. **Pedosphere**, v. 28, n. 2, 2018. ISSN doi:10.1016/S1002-0160(18)60015-3.
- BIGGS, C. R. et al. Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis, v. 11, n. 7, p. 9, July 2020. ISSN 10.1002/ecs2.3184.
- BOYD, S.; MORTLAND, M. Enzyme interactions with clays and clay-organic matter complexes. **Bollag J-M, Stotzky G (eds) Soil Biochemistry**, v. 6, p. 1-28, 1990.
- BRASIL. **Um ano do desastre da Vale - Organização e resposta do Ministério da Saúde - Boletim Epidemiológico**. Ministério da Saúde - Secretaria de Vigilância em Saúde. [S.l.], p. 35. 2020.
- BRIMBLECOMBE, P. The Global Sulfur Cycle. **Treatise on Geochemistry**, p. 559-591, 2014. ISSN DOI: 10.1016/b978-0-08-095975-7.00814-7.
- BROCKETT, B. F. T.; PRESCOTT, C. E.; GRAYSTON, S. J. Soil moisture is the major factor influencing microbial community structure and enzyme activities across seven biogeoclimatic zones in western Canada. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 44, n. 1, p. 9-20, 2012. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.09.003>.
- BURNS, R. Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. **Soil Biol Biochem**, v. 14, p. 423-427, 1982.
- CAMPOS, H. **Estatística experimental não-paramétrica**. [S.l.]: Departamento de Matemática e Estatística da Escola Superior de Agricultura, 1979.

CARDOSO, E. J. B. N. et al. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, v. 70, n. 4, p. 274-289, August 2013.

CARDOSO, E. J. B. N. et al. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, v. 70, n. 4, p. 274-289, 2013.

CARDOSO, E. J. B. N.; ANDREOTE, F. D. **Microbiologia do solo**. 2^a. ed. Piracicaba, São Paulo: ESALQ, 2016.

CHANDER, K. et al. Different sources of heavy metals and their long-term effects on soil microbial properties. **Biol Fertil Soils**, v. 34, p. 241-247, 2001. ISSN DOI 10.1007/s003740100406.

CHEN, H. et al. Controls on soil arylsulfatase activity at a regional scale. **European Journal of Soil Biology**, v. 90, p. 9-14, 2019. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.11.001>.

CONCEIÇÃO, P. C. et al. QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS DE MANEJO AVALIADA PELA DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA E ATRIBUTOS RELACIONADOS. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 29, p. 777-788, 2005. ISSN <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000500013>.

CONDON, L. et al. The Role of Microbial Communities in the Formation and Decomposition of Soil Organic Matter. In: DIXON, G. R.; TILSTON, E. L. **Soil Microbiology and Sustainable Crop Production**. doi:10.1007/978-90-481-9479-7_4. ed. [S.l.]: Springer, 2010. p. 81-118.

CONG, W.-F.; SURIYAGODA, L. D. B.; LAMBERS, H. Tightening the Phosphorus Cycle through Phosphorus -Efficient Crop Genotypes. **Trends in Plant Science**, v. 25, n. 10, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2020.04.013>.

CUIA, Y. et al. Ecoenzymatic stoichiometry reveals microbial phosphorus limitation decreases the nitrogen cycling potential of soils in semi-arid agricultural systems. **Soil & Tillage Research**, v. 197, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104463>.

D'ANDRÉA, A. F. et al. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do estado de Goiás. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 913-923, 2002.

DEM KOVÁ, L. et al. Activity of the soil enzymes and moss and lichen biomonitoring method for the evaluation of soil and air pollution from tailing pond in Nizná Slaná (Slovakia). **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, jan 2019. 14p.

DUARTE, E. D. S. et al. Atividade de Fosfatase Ácida e Alcalina do Solo de Área Minerada em Diferentes Estágios de Regeneração Ambiental. **XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Natal, 02 a 07 Agosto 2015. 3.

DUARTE, E. S. et al. Atributos microbiológicos do solo de áreas mineradas em recuperação: I - Atividade de urease e arginase. **XX Congresso Latinoamericano y XVI Congreso Peruano de la Ciencia del Suelo**, Cusco, 9-15 Novembro 2014. 1-6.

DUBEY, A. Soil microbiome: a key player for conservation of soil health under changing climate. **Biodiversity and Conservation**, 2019.

EIVAZI, F.; TABATABAI, M. A. Phosphatases in soils. **Soil biology and biochemistry**, 1977. 167-172.

EIVAZI, F.; TABATABAI, M. A. Glucosidases and galactosidases in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, 1988. 601-606.

EMBRAPA. Plantio direto tem potencial para sequestrar carbono na produção de hortaliças. **Embrapa**, 2018. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/34126519/plantio-direto-tem-potencial-para-sequestrar-carbono-na-producao-de-hortalicas>>. Acesso em: 03 jun. 2023.

EVANGELISTA, C. R. et al. Atividade enzimática do solo sob sistema de produção orgânica e convencional na cultura da cana-de-açúcar em Goiás. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 33, n. 4, p. 1251-1262, jul/ago 2012.

EVANGELOU, E.; TSADILAS, C.; GIOURGA, C. Seasonal Variation of Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen as Affected by Land Use in a Mediterranean Agro Ecosystem. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 52, n. 3, p. 222-234, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1854298>.

FEAM. Inventário de barragens, 2020. Disponível em: <<http://www.feam.br/gestao-de-barragens/inventario-de-barragens>>. Acesso em: 12 outubro 2022.

FENG SUN A, C. S. B. M. W. C. D. Y. F. L. D. A. T. E. F. Z. et al. Long-term increase in rainfall decreases soil organic phosphorus decomposition in tropical forests. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 151, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108056>.

FENG, W.; ZOU, X.; SCHAEFER, D. Above- and belowground carbon inputs affect seasonal variations of soil microbial biomass in a subtropical monsoon forest of southwest China. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 41, p. 978-983, 2009. ISSN doi:10.1016/j.soilbio.2008.10.002.

FERNANDES, L. A. et al. **Fósforo e atividade de fosfatase em dois solos sob diferentes condições de uso**. Dissertação de Mestrado Universidade Federal de Lavras. Lavras, p. 11. 1997. (<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/44829/1/FOSFORO-E-ATIVIDADE-DE-FOSFATASE-EM-DOIS-SOLOS.pdf>).

FERNANDES, M. F. et al. Efeito da saturação por bases sobre a atividade de fosfatases em um solo de tabuleiro costeiro cultivado com citros. I. correlações entre a atividade enzimática e as diferentes características do solo alteradas pela calagem. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 22, p. 395-401, 1998. ISSN <https://doi.org/10.1590/S0100-06831998000300004>.

FERRAZ-ALMEIDA, R.; NAVES, E.; MOTA, R. P. D. Soil quality: Enzymatic activity of soil β -glucosidase. **Global Journal of Agricultural Research and Reviews**, v. 3, n. 2, p. 146-150, 2015. ISSN: 2437-1858.

FILIPPELLI, G. M. The Global Phosphorus Cycle. **Reviews in Mineralogy and Geochemistry**, v. 48, n. 1, p. 391-425, 2002. ISSN doi:10.2138/rmg.2002.48.10.

FOWLER, D. et al. The global nitrogen cycle in the twenty-first century. **philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 368, 2013. ISSN <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0164>.

G1. Brumadinho: Lama de barragem volta à tona no Rio Paraopeba após enchentes do início do ano. **G1 Minas Gerais**, 2022. Disponível em: <<https://g1.globo.com/mg/minas-gerais/noticia/2022/01/25/brumadinho-lama-de-barragem-volta-a-tona-no-rio-paraopeba-apos-enchentes-do-inicio-do-ano.ghtml>>. Acesso em: 02 set. 2023.

GALLEGO, S. et al. Microbial diversity and activity assessment in a 100-year-old lead mine. **Journal of Hazardous Materials**, v. 410, 2021. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124618>.

GEISSELER, D.; SCOW, K. M. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms - A review. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 75, p. 54-63, 2014. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.023>.

GHEZZEHEI, T. A. et al. On role of soil water retention characteristic on aerobic microbial respiration. **Biogeosciences**, v. 16, p. 1187-1209, 2019. ISSN <https://doi.org/10.5194/bg-16-1187-2019>.

GHOSH, A. et al. Soil enzymes and microbial elemental stoichiometry as bio-indicators of soil quality in diverse cropping systems and nutrient management practices of Indian Vertisols. **Applied Soil Ecology**, v. 145, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.06.007>.

GONZÁLEZ-MILLE, D. J. et al. Evaluation of the biological activity of soil in a gradient concentration of arsenic and lead in Villa de la Paz, San Luis Potosi, Mexico. In: VÁZQUEZ-LUNA, D.; CUEVAS-DÍAZ, M. D. C. **Soil Contamination and Alternatives for Sustainable Development**. [S.l.]: [s.n.], 2019. Cap. 3, p. 134p.

GRANDY, A. S. et al. The influence of microbial communities, management, and soil texture on soil organic matter chemistry. **Geoderma**, v. 150, p. 278-286, 2009. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.02.007>.

GRIFFITHS, B. S.; PHILIPPOT, L. Insights into the resistance and resilience of the soil microbial community. **FEMS Microbiol Rev**, v. 37, p. 112-129, 2013. ISSN DOI: [10.1111/j.1574-6976.2012.00343.x](https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2012.00343.x).

HORWATH, W. Carbon Cycling and Formation of Soil Organic Matter. In: PAUL, E. A. **Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry**. 3ª ISBN 9780125468077 <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-047514-1.50016-0>. ed. [S.l.]: Academic Press, 2007. p. 303-339.

HU, X.-F. et al. Effects of mining wastewater discharges on heavy metal pollution and soil enzyme activity of the paddy fields. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 147, p. 139-150, 2014. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.08.001>.

IGAM. INFORMATIVO DIÁRIO DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS NOS LOCAIS MONITORADOS AO LONGO DO RIO PARAPEBA, APÓS O DESASTRE NA BARRAGEM B1 NO COMPLEXO DA MINA CÔRREGO FEIJÃO DA

MINERADORA VALE/SA DE BRUMADINHO- MINAS GERAIS. IGAM. Belo Horizonte, p. 134. 2019.

JENKINSON, D. S.; POWSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, 1976. 209-213.

JOHNSTON, C. A. et al. Carbon Cycling in Soil. **Front Ecol Environ**, v. 2, n. 10, p. 522-528, 2004. ISSN DOI: 10.1890/1540-9295(2004)002[0522:ccis]2.0.co;2.

KANDELER, E.; GERBER, H. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. **Biology and fertility of Soils**, v. 6, p. 68-72, 1988.

KARACA et al. Effects of Heavy Metals on Soil Enzyme Activities. In: Soil Heavy Metals. **Soil Biology**, Berlin, v. 19, 2010. ISSN https://doi.org/10.1007/978-3-642-02436-8_11.

KARACA, A. et al. Soil Enzymes as Indication of Soil Quality. In: _____ **Soil Biology**. [S.l.]: doi:10.1007/978-3-642-14225-3_7, 2010. Cap. 7, p. 119-148.

KHAN ACADEMY. Ciclos biogeoquímicos. **Khan Academy**. Disponível em: <<https://pt.khanacademy.org/science/biology/ecology/biogeochemical-cycles/a/introduction-to-biogeochemical-cycles>>. Acesso em: 03 jun. 2023.

KHAN, S. et al. Soil enzymatic activities and microbial community structure with different application rates of Cd and Pb. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, n. 7, p. 834-840, 2007. ISSN [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(07\)60139-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(07)60139-9).

KIVENTERÄ, J. et al. Mine tailings as a raw material in alkali activation: A review. **International Journal of Minerals, Metallurgy and Materials**, v. 27, n. 8, p. 1009, August 2020. ISSN <https://doi.org/10.1007/s12613-020-2129-6>.

KOÇAK, B. Importance of urease activity in soil. V. **Uluslararası Bilimsel ve Mesleki Çalışmalar Kongresi – Science and Health**, Turkey, 12-15 December 2020. 11.

KOSSOFF, D. et al. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. **Applied Geochemistry**, v. 51, p. 229-245, 2014. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.09.010>.

KOTROCZÓ, Z. et al. Soil enzyme activity in response to long-term organic matter manipulation. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 70, p. 327-243, 2014. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.028>.

KRAJEWSKA, B. Ureases I. Functional, catalytic and kinetic properties: A review. **Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic**, 2009. 9-21.

KUMAR, B. M. Mining waste contaminated lands: an uphill battle for improving crop productivity. **Journal of Degraded and Mining Lands Management**, v. 1, n. 1, October 2013. ISSN: 2339-076X.

LADD, J.; BUTLER, J. Humus-enzyme systems and synthetic organic polymer-enzyme analogs. McLaren AD, Paul EA (eds) **Soil Biochemistry**, v. 5, p. 143-194, 1975.

LAL, R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. **Science**, v. 304, n. 5677, p. 1623-1629, 2004. ISSN DOI: 10.1126/science.1097396.

LAL, R. Spoil organic matter and water retention. **Agronomy Journal**, 2020. ISSN doi:10.1002/agj2.20282.

LAYNE, D. R. The Importance of Nitrogen. **The American Fruit Grower**, p. 70, March 2006. ISSN <https://www.clemson.edu/extension/peach/commercial/fertilization/importance-of-nitrogen.html#:~:text=Nitrogen%20is%20an%20essential%20nutrient,as%20either%20ammonium%20or%20nitrate>.

LEE, S.-H. et al. Use of soil enzymes as indicators for contaminated soil monitoring and sustainable management. **Sustainability**, v. 12, p. 8209-8223, 2020. ISSN doi:10.3390/su12198209.

LEE, S.-H. et al. Use of Soil Enzymes as Indicators for Contaminated Soil Monitoring and Sustainable Management. **Sustainability**, v. 12, 2020. ISSN <http://dx.doi.org/10.3390/su12198209>.

LI, H. et al. Relationships between microbial activity, enzyme activities and metal(oid) form in NiCu tailings area. **Science of the Total Environment**, v. 812, 2022. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152326>.

LI, Q. et al. Effects of Pb, Cd, Zn, and Cu on soil enzyme activity and soil properties related to agricultural land-use practices in Karst area contaminated by Pb-Zn tailings. **Pol. J. Environ. Stud.**, v. 27, n. 6, p. 2623-2632, jun 2018. ISSN DOI: 10.15244/pjoes/81213.

LI, X. et al. Optimization of combined phytoremediation for heavy metal contaminated mine tailings by a field-scale orthogonal experiment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 168, p. 1-8, 2019. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.012>.

LIMA, H. S. et al. Structure and putative function of a soil microbial community impacted by the deposition of tailings and subsequent revegetation after the rupture of the Fundao Dam. **Land Degrad. Dev.**, v. 33, p. 1235-1248, 2022. ISSN DOI: 10.1002/ldr.4215.

LIU, K. et al. Heavy Metal concentration, potential ecological risk assessment and enzyme activity in soils affected by a lead-zinc tailing spill in Guangxi, China. **Chemosphere**, v. 251, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1080/10934529.2019.1567158>.

LIU, K. et al. Heavy metal concentration, potential ecological risk assessment and enzyme activity in soils affected by a lead-zinc tailing spill in Guangxi, China. **Chemosphere**, v. 251, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126415>.

LIU, Y. et al. The long-term effects of reforestation on soil microbial biomass carbon in subtropical severe red soil degradation areas. **Forest Ecology and Management**, v. 285, p. 77-84, 2012. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.08.019>.

LUCHETA, A. R.; LAMBAIS, M. R. Sulfur in Agriculture. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 5, p. 1369-1379, 2012. ISSN <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000500001>.

LUO, Y.; ZHOU, X. CHAPTER 5 - Controlling Factors. In: LUO, Y.; ZHOU, X. **Soil Respiration and the Environment**. 1^a. ed. [S.l.]: Academic Press, 2006. Cap. 5, p. 79-105.

LUOA, G. et al. Soil Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Cycling Microbial Populations and Their Resistance to Global Change Depend on Soil C:N:P Stoichiometry. **American Society for Microbiology - Applied and Environmental Science**, v. 5, n. 3, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1128/msystems.00162-20>.

MARTÍNEZ-TOLEDO, Á. et al. Evaluation os enzyme activities in long-term polluted soils with mine tailing deposits of San Luis Potosí, México. **J Soils Sediments**, v. 17, p. 364-375, 2017. ISSN DOI 10.1007/s11368-016-1529-8.

MATCZUK, D.; SICZEK, A. Effectiveness of the use of urease inhibitors in agriculture: A review. **International Agrophysics**, v. 35, p. 197-208, 2021. ISSN doi: 10.31545/intagr/139714.

MATSUOKA, M.; MENDES, I. C.; LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 425-433, 2003.

MCCAULEY, A. C. J. J. J. Soil pH and organic matter. In: MCCAULEY, A.; JONES, C.; JACOBSEN, J. **Nutrient management**. [S.l.]: [s.n.], 2009. Cap. 8.2, p. 1-12.

MCLAREN, A.; RESHETKO, L.; HUBER, W. Sterilization of soil by irradiation with an electron beam, and some observations on soil enzyme activity. **Soil Sci**, v. 83, p. 497-502, 1957.

MERINO, C.; GODOY, R.; MATUS, F. Soil enzymes and biological activity at different levels of organic matter stability. **Journal of soil science and plant nutrition**, v. 16, n. 1, 2016. ISSN <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162016005000002>.

METCALFE, A. et al. Molecular analysis of a bacterial chitinolytic community in an upland pasture. **Appl Environ Microbiol**, v. 68, p. 5042-5050, 2002.

MILNE, R. M.; HAYNES, R. J. Soil organic matter, microbial properties, and aggregate stability under annual and perennial pastures. **Biology and Fertility of Soils**, v. 39, p. 172-178, 2004. ISSN <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0698-y>.

MILOSAVLJEVIC, J. S. et al. Soil enzyme activities under the impact of long-term pollution from mining-metallurgical copper production. **European Journal of Soil Biology**, v. 101, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2020.103232>.

MINNEHAN, C. Microbial Activity in Dry Soils. **Eos**, 2015. Disponível em: <<https://eos.org/research-spotlights/microbial-activity-dry-soils>>. Acesso em: 08 set. 2023.

MOOSHAMMER, M. et al. Stoichiometric controls of nitrogen and phosphorus cycling in decomposing beech leaf litter. **Ecology**, v. 93, n. 4, p. 770-782, 2012. ISSN <https://doi.org/10.1890/11-0721.1>.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2^a. ed. Lavras: UFLA, 2006.

MOURA, J. A. et al. Respiração basal e relação de estratificação em solo cultivado com citros e tratado com resíduos orgânicos no estado de Sergipe. **Semina: Ciências Agrárias, Londrina**,

Londrina, v. 36, n. 2, p. 731-746, mar./abr. 2015. ISSN DOI: 10.5433/1679-0359.2015v36n2p731.

MUÑOZ-ROJAS, M. et al. Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degrade semiarid ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 24, p. 543-552, 2016. ISSN doi:10.1111/rec.12368.

NAHAS, E.; CENTURION, J. F.; ASSIS, L. C. Efeito das características químicas dos solos sob os microrganismos solubilizadores de fosfatos e produtores de fosfatases. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 18, n. 1, p. 43-48, 1994.

NANNIPIERI, P.; TRASAR-CEPEDA, C.; DICK, R. P. Soil enzyme activity: a brief history and biochemistry as a basis for appropriate interpretations and meta-analysis. **Biol Fertil Soils**, v. 54, p. 11-19, 2018. ISSN DOI 10.1007/s00374-017-1245-6.

NEINA, D. The Role of Soil pH in Plant Nutrition and Soil Remediation. **Hindawi**, 2019. ISSN <https://doi.org/10.1155/2019/5794869>.

OBERSON, A. et al. Microbiological processes in soil organic phosphorus transformation in conventional and biological cropping systems. **Biol fertil Soils**, v. 21, p. 138-148, 1996. ISSN <https://doi.org/10.1007/BF00335925>.

ONWUKA, B.; MANG, B. Effects of soil temperature on some soil properties and plant growth. **Adv Plants Agric Res.**, v. 8, n. 1, p. 34-37, 2018. ISSN DOI: 10.15406/apar.2018.08.00288.

PANCHOLY, S.; LYND, J. Quantitative fluorescence analysis of soil lipase activity. **Soil Biol Biochem**, v. 4, p. 257-259, 1972.

PASSARINHO, N. **BBC News Brasil**, 2019. Disponível em: <<https://www.bbc.com/portuguese/brasil-47034499>>. Acesso em: 12 outubro 2022.

PAZ-FERREIRO, J.; FU, S. Biological indices for soil quality evaluation: Perspectives and limitations. **Land Degradation & Development**, v. 27, p. 14-25, 2016. ISSN DOI: 10.1002/ldr.2262.

PEREIRA, L. F.; CRUZ, G. D. B.; GUIMARÃES, R. M. F. Impactos do rompimento da barragem de rejeitos de Brumadinho, Brasil: uma análise baseada nas mudanças de cobertura da terra. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 4, n. 2, 2019. ISSN DOI: <https://doi.org/10.24221/jeap.4.2.2019.2373.122-129>.

PHILIPPOT, L.; GRIFFITHS, B. S.; LANGENHEDER, S. Microbial Community Resilience across Ecosystems and Multiple Disturbances. **American Society for Microbiology - Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 85, n. 2, 2021. ISSN <https://doi.org/10.1128/MMBR.00026-20>.

PHILLIPS, C. L. et al. The value of soil respiration measurements for interpreting and modeling terrestrial carbon cycling. **Plant Soil**, v. 413, p. 1-25, 2017. ISSN DOI 10.1007/s11104-016-3084-x.

PIMENTEL, J. P. . P. E. A. . G. L. . C. D. D. . F. F. F. **Microbiologia de um solo construído em área de mineração de carvão após 11 anos de revegetação com Poaceas**. V Congresso Brasileiro de Carvão Mineral. Criciúma - SC - Brasil: [s.n.]. 2017. p. 7.

POWLSON, D. S. Understanding the soil nitrogen cycle. **Soil Use and Management**, v. 9, n. 3, p. 86-94, 1993. ISSN doi:10.1111/j.1475-2743.1993.tb00935.x.

PULROLNIK, K. **Transformações do Carbono no Solo**. 1ª. ed. Planaltina, DF: Empraba Cerrados, 2009.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. **R Core Team**, 2021. Disponível em: <<https://www.rproject.org/>>. Acesso em: 08 set. 2023.

RAMOS, R. F. Fatores que afetam a atividade das enzimas no solo. **Elevagro**, 2022. Disponível em: <<https://elevagro.com/conteudos/materiais-tecnicos/enzimas-solo>>. Acesso em: 30 abr. 2023.

RATH, K. M.; ROUSK, J. Salt effects on the soil microbial decomposer community and their role in organic carbon cycling: A review. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 81, p. 108-123, 2015. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.11.001>.

RAWLS, W. J. et al. Effect of soil organic carbon on soil water retention. **Geoderma**, v. 116, p. 61-76, 2003. ISSN doi:10.1016/S0016-7061(03)00094-6.

RODRIGUES, R. N. et al. Soil enzymatic activity under coffee cultivation with different water regimes associated to liming and intercropped brachiaria. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 52, n. 3, 2022.

ROJO, M. J.; CARCEDO, S. G.; MATEOS, M. P. Distribution and characterization of phosphatase and organic phosphorus in soil fractions. **Soil Biol. Biochem.**, v. 22, n. 2, p. 169-174, 1990. ISSN [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90082-B](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90082-B).

ROMERO-FREIRE, A. et al. Is soil basal respiration a good indicator of soil pollution? **Geoderma**, v. 263, p. 132-139, 2016. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.006>.

SAMANTHA FOWLER, R. R. J. W. Biogeochemical Cycles. **OpenStax**, 2013. Disponível em: <<https://openstax.org/books/concepts-biology/pages/20-2-biogeochemical-cycles>>. Acesso em: 03 jun. 2023.

SANTIAGO, F. L. D. A. et al. Revegetation of mined areas influences the physiological profile of bacterial communities and improves the biochemical functions of soil. **Pedobiologia - Journal of Soil Ecology**, v. 90, 2022. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2022.150793>.

SANTOS, A. T. D.; VELHO, A. E.; FREITAS, T. S. D. Ciclo do nitrogênio e suas reações. **ILSA**, 2020. Disponível em: <<https://ilsabrasil.com.br/ciclo-do-nitrogenio-e-suas-reacoes/>>. Acesso em: 03 jun. 2023.

SARDANS, J.; PEÑUELAS, J. Drought decreases soil enzyme activity in a Mediterranean Quercus ilex L. forest. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 37, p. 455-461, 2005. ISSN doi:10.1016/j.soilbio.2004.08.004.

SARDANS, J.; PEÑUELAS, J. Soil Enzyme Activity in a Mediterranean Forest after Six Years of Drought. **Soil Science Society of America Journal**, v. 74, n. 3, p. 838-851, 2010. ISSN <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0225>.

SARMANHO, L. C. C. **Monitoramento da atividade da B-Glicosidase e do Carbono da Biomassa Microbiana de um latossolo vermelho amarelo de cerrado sob plantio direto e convencional**. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Ciências Naturais, Faculdade UnB Planaltina). [S.l.]. 2015.

SCHERER, H. W. Sulphur in crop production - invited paper. **European Journal of Agronomy**, v. 14, p. 81-111, 2001. ISSN [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00082-4](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00082-4).

SCHNEIDER, K. D. et al. Options for Improved Phosphorus Cycling and Use in Agriculture at the Field and Regional Scales. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, n. 5, p. 1247-1264, 2019. ISSN <https://doi.org/10.2134/jeq2019.02.0070>.

SENA, A. Ciclo do Fósforo. **Educa+ Brasil**, 2021. Disponível em: <<https://www.educamaisbrasil.com.br/enem/biologia/ciclo-do-fosforo>>. Acesso em: 03 jun. 2023.

SER. **The SER International Primer on Ecological Restoration - Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (Version 2: October 2004)**. Society for Ecological Restoration. [S.l.], p. 15. 2004. (https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf).

SIEGEL, S. **Estatística Não-Paramétrica para as Ciências do Comportamento**. [S.l.]: McGraw-Hill, 1956.

SIEGEL, S.; CASTELLAN JR, N. J. **Estatística não-paramétrica para ciências do comportamento**. [S.l.]: Artmed, 2006.

SILVA, A. O. et al. Soil microbiological attributes indicate recovery of an iron mining area and of the biological quality of adjacent phytophysionomies. **Ecological indicators**, v. 93, p. 142-151, 2018. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.073>.

SILVA, A. O. et al. Chemical, physical, and biological attributes in soils affected by deposition of iron ore tailings from the Fundão Dam failure. **Environ. Monit. Assess.**, v. 193, p. 1-18, 2021. ISSN <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09234-4>.

SILVA, M. A. D. Sobreposição de riscos e impactos no desastre da Vale em Brumadinho. **Ciência e Cultura**, São Paulo, Abril 2020. 21-28.

SILVEIRA, A. P. D. D.; FREITAS, S. D. S. **Microbiota do Solo e Qualidade Ambiental**. Campinas (SP): Instituto Agrônomo Campinas, 2007.

SIMON, T. The Influence of Long-term Organic and Mineral Fertilization on Soil Organic Matter. **Soil & Water Research**, v. 3, n. 2, p. 41-51, 2008.

SKUJINS, J. Enzymes in soil. McLaren AD, Peterson GH (eds) **Soil Biochemistry**, v. 1, p. 371-414, 1967.

SMITH, P. et al. Biochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. **European Geosciences Union**, v. 1, n. 2, p. 665-685, 2015. ISSN DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-1-665-2015>.

SOARES, E. A. C. et al. Alterações na Atividade das Enzimas Fosfatases Ácidas e Alcalinas, em Solo Cultivado com Milheto Adubado com Fosfatos e Inoculado com Microrganismos Solubilizadores. **XXIX Congresso Nacional de Milho e Sorgo**, Águas de Lindóia, 26 a 30 Agosto 2012. 1-8.

SOBUCKI, L. Enzimas do solo e a ciclagem de nutrientes: uma visão geral. **Elevagro**, 2022. Disponível em: <<https://elevagro.com/conteudos/materiais-tecnicos/enzimas-do-solo-e-ciclagem-de-nutrientes>>. Acesso em: 12 outubro 2022.

SOBUCKI, L. et al. Contribution of enzymes to soil quality and the evolution of research in Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 45, 2021. ISSN <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20210109>.

SONI, V. D. A. P. A review on the role of soil microbial biomass in eco-restoration of degradedecosystem with special reference to mining areas. **Journal of Applied and Natural Science** , v. 3, n. 1, p. 151-158, 2011. ISSN ISSN : 0974-9411.

SPOHN, M. et al. Microbial carbon use efficiency and biomass turnover times depending on soil depth - Implications for carbon cycling. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 96, p. 74-81, 2016. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.01.016>.

STARK, C. H. et al. Differences in soil enzyme activities, microbial community structure and short-term nitrogen mineralisation resulting from farm management history and organic matter amendments. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 40, p. 1352-1363, 2008. ISSN doi:10.1016/j.soilbio.2007.09.025.

SUGIHARA, S.; FUNAKAWA, S.; KOSAKI, T. In situshort-term carbon and nitrogen dynamics in relation tomicrobial dynamics after a simulated rainfall in croplands ofdifferent soil texture in Thailand. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 56, p. 813-823, 2010. ISSN doi: 10.1111/j.1747-0765.2010.00516.x.

TABATABAI, M. A. Soil Enzymes. In: BOTTOMLEY, P. S., et al. **Methods of Soil Analysis: Part 2- Microbiological and Biochemical Properties**. doi:10.2136/sssabookser5.2.c37. ed. [S.l.]: [s.n.], 1994. Cap. 37, p. 775-833.

TABATABAI, M. A. Soil Enzymes. **Soil Science Society of America**, Madison, 1994. 778-835.

TABATABAI, M. A.; BREMNER, J. M. Arylsulfatase activity of soils. **Soil Science Society of America Journal**, 1970. 225-229.

TABATABAI, M.; BREMNER, J. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. **Soil Biol Biochem**, v. 1, p. 301-307, 1969.

TARRASON, D. et al. Effects of Different Types of Sludge on Soil Microbial Properties: A Field Experiment on Degraded Mediterranean Soils. **Pedosphere**, v. 20, n. 6, p. 681-691, 2010. ISSN ISSN 1002-0160.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2ª. ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995.

TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. [S.l.]: Embrapa solos, 2017.

TONG, J. et al. Endophytic fungi and soil microbial community characteristics over different years of phytoremediation in a copper tailings dam of Shanxi, China. **Science of Total Environment**, v. 574, p. 881-888, 2017. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.161>.

USDA. Soil Quality Indicators. **USDA Natural Resources Conservation Service**, October 2010. 2.

VALE. Vale lança projeto piloto de recuperação ambiental de área impactada, 2020. Disponível em: <<http://www.vale.com/brasil/PT/aboutvale/news/Paginas/Vale-lanca-projeto-piloto-de-recuperacao-ambiental-de-area-impactada.aspx>>. Acesso em: 12 outubro 2022.

VASCONCELOS, A. L. S. D. **Soil microbiological aspects upon the Fundão disaster**. Piracicaba : Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, University of São Paulo. Doctoral Thesis in Solos e Nutrição de Plantas. Piracicaba. 2021. (doi:10.11606/T.11.2021.tde-11052022-161255).

VERGILIO, C. D. S.; LACERDA, D.; OLIVEIRA, B. C. V. D. Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). **Sci Rep**, n. 10, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62700-w>.

WANG, A. et al. Response of soil microbial activities and ammonia oxidation potential to environmental factors in a typical antimony mining area. **Journal of Environmental Sciences**, v. 127, p. 767-779, 2023. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.07.003>.

WANG, P. et al. Leaching of heavy metals from abandoned mine tailings brought by precipitation and the associated environmental impact. **Science of the Total Environment**, v. 695, December 2019. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133893>.

WANG, R.-H. et al. Characteristics of Soil Physicochemical Properties and Enzyme Activities over Different Reclaimed Years in a Copper Tailings Dam. **Environmental Science**, v. 39, n. 7, Jul. 2018. ISSN DOI: 10.13227 /j.hjlx.201711031.

WANG, Y. et al. The influence of soil heavy metals pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 67, p. 75-81, 2007. ISSN doi:10.1016/j.ecoenv.2006.03.007.

WOODS, A. The destruction of chlorophyll by oxidizing enzymes. **Zentralbl Bakteriol Parasitenkd Abt**, v. 2, n. 5, p. 745-754, 1899.

XIAO, N.; HUANG, J. J.; MULLIGAN, C. N. The dynamics of soil microbial community structure and nitrogen metabolism influenced by agriculture practices and rainfall. **Applied Soil Ecology**, v. 172, 2022. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104351>.

XU, Z. et al. Divergence of dominant factors in soil microbial communities and functions in forest ecosystems along a climatic gradient. **Biogeosciences**, v. 15, p. 1217-1228, 2018. ISSN <https://doi.org/10.5194/bg-15-1217-2018>.

YU, H. et al. Analysis of the spatial relationship between heavy metals in soil and human activities based on landscape geochemical interpretation. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 146, p. 136-148, November 2014. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.08.010>.

YUAN, W. et al. Relationship Between Vegetation Restoration and Soil Microbial Characteristics in Degraded Karst Regions: A Case Study. **Pedosphere**, v. 21, n. 1, p. 132-138, 2011. ISSN 1002-0160.

ZHANG, Q.; WANG, C. Natural and Human factors Affect the Distribution of Soil Heavy Metal Pollution: a Review. **Water Air Soil Pollut**, v. 231, n. 350, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04728-2>.

ZHAO, X. et al. Effects of soil heavy metal pollution on microbial activities and community diversity in different land use types in mining areas. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 20215-20226, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08538-1>.

ŽIFCÁKOVÁ, L.; VETROVSKY, T.; HOWE, A. Microbial activity in forest soil reflects the changes in ecosystem properties between summer and winter. **Environmental Microbiology**, v. 18, n. 1, p. 288-301, 2015. ISSN [doi:10.1111/1462-2920.13026](https://doi.org/10.1111/1462-2920.13026).

CAPÍTULO 2: ATIVIDADE MICROBIANA DO SOLO EM ÁREA IMPACTADA PELO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE REJEITOS EM BRUMADINHO.

1. INTRODUÇÃO

Em 25 de janeiro de 2019, uma das barragens do complexo minerário Córrego do Feijão, Brumadinho, MG, se rompeu. A Barragem I continha aproximados 11,6 milhões de metros cúbicos. Após o rompimento, o fluxo de rejeito encontrou outras duas barragens de contenção de sedimentos, que também se romperam, somando ao acidente. Esse volume, que excedeu 12 milhões de metros cúbicos, se espalhou por mais de 46 quilômetros afetando uma população estimada de mais de 33 mil pessoas (PASSARINHO, 2019; BARCELLOS e SILVA, 2019; SILVA, 2020).

Uma série de medidas foram tomadas para recuperação do local e o Marco Zero, no entorno do ribeirão Ferro-Carvão, foi a primeira área a ser revegetada. O projeto piloto de

reabilitação ambiental foi lançado em 2020, com os objetivos de reconstituir as condições do ribeirão Ferro-Carvão e revegetar com plantas nativas a região e as matas ciliares. O processo envolveu obras de bioengenharia para reconstituição do leito do corpo hídrico, assim como reposição da camada superior do solo utilizando *topsoil* (VALE, 2020).

A revegetação é uma etapa fundamental na reabilitação de uma área degradada e é benéfica para a reabilitação da qualidade microbiológica do solo (PIMENTEL, 2017). A comunidade microbiana do solo desempenha papel fundamental em sua produtividade e manutenção dos serviços ecossistêmicos do ambiente. O solo abriga uma quantidade imensa de microrganismos, sendo eles responsáveis, de forma direta ou indireta, por múltiplos processos bioquímicos. Esses processos, que incluem a transformação de elementos químicos e a transferência de energia e nutrientes no sistema composto pelo solo, as plantas, e a atmosfera, constituem a base necessária para a sustentação e produtividade nos ecossistemas terrestres (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006; CARDOSO e ANDREOTE, 2016; MATSUOKA, MENDES e LOUREIRO, 2003).

Dessa forma, investigar a comunidade microbiana de um dado local é uma ação importante para melhor compreender o estado do mesmo, já que de forma geral a comunidade microbiana reflete o seu *habitat*, e quanto mais complexa uma comunidade biológica, mais estável ela se torna (ARAÚJO, KER, *et al.*, 2012). O solo tem múltiplas funções ecossistêmicas, e sua qualidade pode ser dividida em três áreas: qualidade química (*e.g.*, teor de nutrientes, pH), qualidade física (*e.g.*, temperatura, densidade), e qualidade biológica, que inclui a diversidade microbiana e sua atividade, como respiração, atividade enzimática, dentre outros (SILVEIRA e FREITAS, 2007).

As enzimas que se encontram no solo podem se originar de microrganismos (*i.e.*, biomassa microbiana, que é a maior fonte de enzimas no solo) e de macrorganismos, como animais e plantas (EVANGELISTA, PARTELLI, *et al.*, 2012). Assim, pode-se afirmar que as enzimas são um indicador importante, já que constituem um atributo vital na qualidade do solo. As enzimas atuam como catalisadoras de reações metabólicas e tem papel importante em reações de decomposição de resíduos e subsequente formação de matéria orgânica, na estrutura do solo e na ciclagem de nutrientes. Assim, atividade enzimática é um indicativo da atividade biológica presente na amostra, podendo ser usada para aferir a intensidade de um dado processo bioquímico (SOBUCKI, 2022).

No contexto da mineração é notável que a busca por recursos minerais resulta no

aumento do número de barragens de rejeitos, o que resulta em impactos graves nos arredores da área explorada (WANG, JIA, *et al.*, 2018). Monitorar a funcionalidade e estabilidade das enzimas do solo é uma ferramenta útil para entender os processos envolvidos na resistência e recuperação da comunidade biológicas frente a uma perturbação (LIU, LI, *et al.*, 2020). Sabendo disso, é possível encontrar uma gama de estudos que utilizam atividade enzimática como indicador de qualidade do solo no monitoramento de áreas afetadas direta ou indiretamente pela mineração (LIU, LI, *et al.*, 2020; LI, HU, *et al.*, 2018; ZHAO, SUN, *et al.*, 2020; LIMA, CAVALCANTE, *et al.*, 2022; GALLEGO, ESBRI, *et al.*, 2021). Demková, Árvay, *et al.* (2019) estudaram a atividade de enzimas do solo como forma de monitorar a avaliação de poluição do solo oriunda de uma lagoa de rejeitos. O estudo incluiu a avaliação da atividade das enzimas urease, fosfatase ácida e alcalina e beta-glicosidase.

O presente trabalho teve como hipótese que a reconstituição do solo da área denominada Marco Zero (Brumadinho, MG) permitiu a reabilitação da microbiota do solo que foi afetada pelo rompimento da barragem B1 da Mina Córrego Feijão. O objetivo foi determinar os indicadores microbiológicos da qualidade do solo para verificar se as ações de reabilitação realizadas na área impactada pelo rompimento da Barragem B1 fomentaram a recuperação da atividade microbiana, e refletiram em valores satisfatórios quando comparados a valores de referência. Tais resultados são cruciais para verificar o reestabelecimento do ecossistema local e para traçar estratégias de recuperação para outras áreas afetadas pelo desastre.

1.1. OBJETIVO GERAL

Determinar o carbono da biomassa microbiana, a respiração basal do solo, o quociente metabólico e atividades enzimáticas para verificar a qualidade do solo na área impactada pelo rompimento da barragem B1, denominada Marco Zero (região de Brumadinho, MG) durante seu processo de reabilitação.

1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Mensurar a atividade microbiana por meio de indicadores biológicos nas amostras de solo coletadas na área do Marco Zero e referência;
- Verificar o efeito de sazonalidade nos índices microbiológicos avaliados nas amostras de solo coletadas na área do Marco Zero e referência;
- Verificar na área de Marco Zero, se os pontos coletados mais próximos da barragem rompida (montante) foram mais afetados que os mais distantes (jusante);

- Determinar os indicadores mais sensíveis e adequados para monitoramento da área afetada.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo, denominada Marco Zero, se encontra a aproximados 4,5 km do centro de Brumadinho e 8,6 km da barragem B1 da Mina Córrego do Feijão. Foi analisada a área Marco Zero (20°09'17" Sul e 44°09'33" Oeste), mas amostrou-se também uma área de mata nativa que não foi afetada pelo desastre como referência (margens do córrego Casa-Branca, coordenadas 20°09'36" Sul e 44°09'13" Oeste).

A área Marco Zero foi a primeira área a ser reabilitada após o rompimento da barragem B1. Além das obras de engenharia para remoção do rejeito e recuperação do leito do córrego Ferro-Carvão, ela foi revegetada após receber uma camada de *topsoil*. O córrego Ferro-Carvão atravessa a região e deságua no rio Paraopeba. Atualmente este córrego se encontrava inativo, já que está passando por tratamento de descontaminação e então redirecionado a água desta microbacia para a foz do córrego Casa-Branca.

2.2. AMOSTRAGEM

Para aferir variações sazonais, foi realizada a amostragem do solo tanto na estação chuvosa, março de 2022, quanto na estação seca, setembro de 2022. Foram determinados seis transectos ao longo do Córrego Ferro-Carvão, três em cada margem. Cada transecto é composto de três pontos de amostragem, sendo o primeiro próximo ao leito do córrego, e os outros dois se afastando do leito do córrego, na área atingida. As amostras foram coletadas na profundidade de 0 a 20 cm.

Foram coletadas amostras de uma área de referência em cada margem. Todas as amostragens foram amostragem composta de quatro pontos. Considerando seis transectos e duas referências, com três pontos cada, totalizam-se 24 amostras. A amostragem foi feita de forma composta, homogeneizando solo extraído de quatro regiões para cada ponto, sendo peneirado em campo, armazenado em sacos plásticos devidamente fechados e identificados, e então refrigerado em geladeira (temperatura entre 2 °C e 4 °C). Na Figura 9 observam-se os pontos de coleta georreferenciados para os transectos amostrados, e na Figura 10 as características distintas da área de estudo.

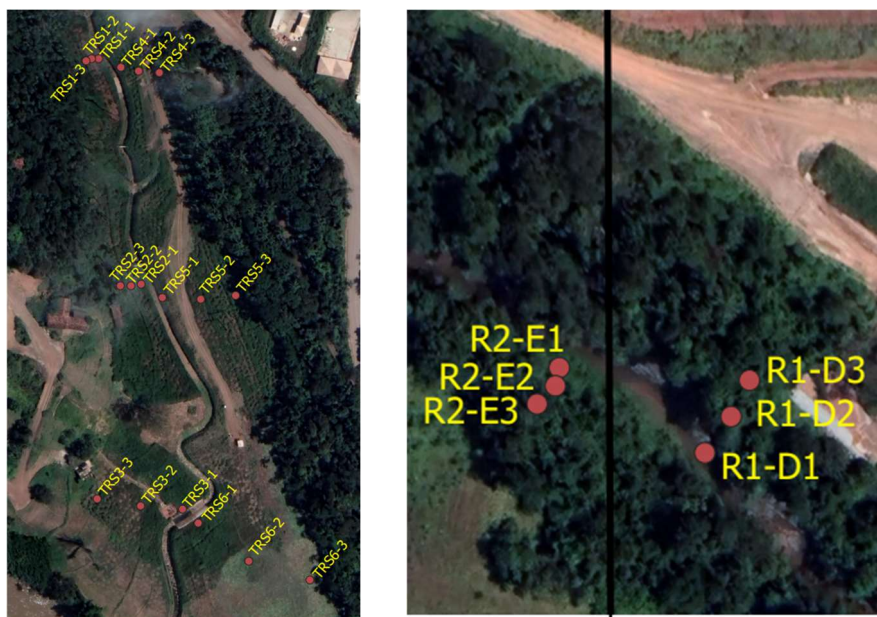


Figura 9 - Localização georreferenciada dos pontos de coleta de solo dos Transectos 1 a 6 (TRS1 a TRS6) na área afetada Marco Zero e na área de referência do Córrego Casa-Blanca, na margem direita (R1-D) e esquerda (R2-E), em Brumadinho, MG.

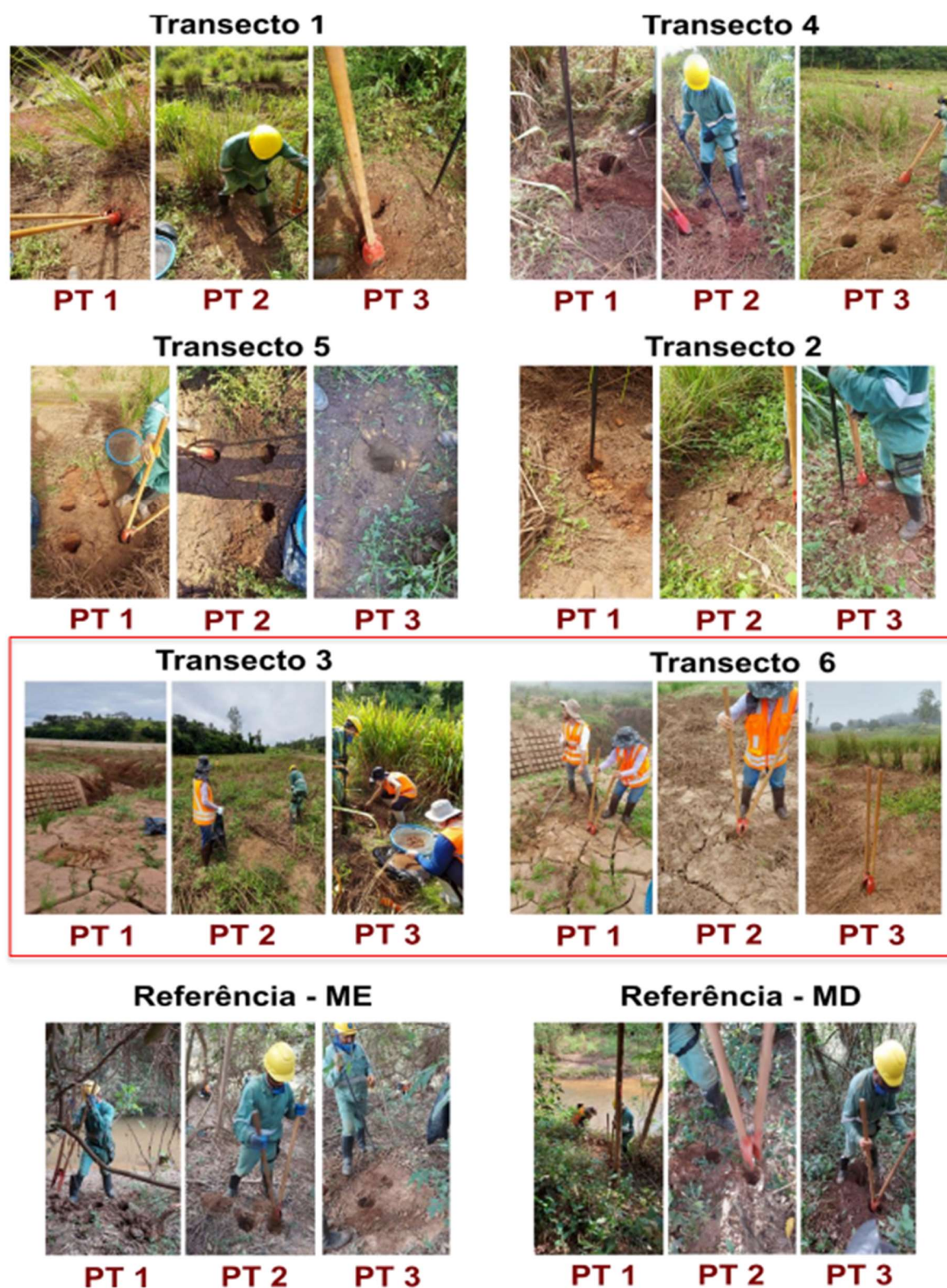


Figura 10 - Registro fotográfico dos pontos de coleta feito em março/2022. Retângulo vermelho indica os transectos que sofreram aporte de sedimento aluvionar proveniente do Rio Paraopeba. PT = Ponto, ME = Margem esquerda, MD = Margem direita. Fonte: LAMAP

As coordenadas UTM WGS84 dos transectos foram obtidas utilizando o *software Google Earth Pro*, e estão disponíveis na Tabela 2.

Tabela 2 - Coordenadas UTM dos transectos do Marco Zero.

AMOSTRAS	LATITUDE	LONGITUDE
R1-D-1	20° 9'35.44"S	44° 9'13.98"W
R1-D-2	20° 9'35.18"S	44° 9'13.78"W
R1-D-3	20° 9'34.92"S	44° 9'13.64"W
R2-E-1	20° 9'34.83"S	44° 9'15.09"W
R2-E-2	20° 9'34.96"S	44° 9'15.12"W
R2-E-3	20° 9'35.09"S	44° 9'15.26"W
TRS1-1	20° 9'17.45"S	44° 9'33.81"W
TRS1-2	20° 9'17.45"S	44° 9'33.95"W
TRS1-3	20° 9'17.49"S	44° 9'34.06"W
TRS2-1	20° 9'21.65"S	44° 9'32.97"W
TRS2-2	20° 9'21.68"S	44° 9'33.17"W
TRS2-3	20° 9'21.68"S	44° 9'33.38"W
TRS3-1	20° 9'25.84"S	44° 9'32.15"W
TRS3-2	20° 9'25.78"S	44° 9'32.98"W
TRS3-3	20° 9'25.65"S	44° 9'33.84"W
TRS4-1	20° 9'17.61"S	44° 9'33.37"W
TRS4-2	20° 9'17.68"S	44° 9'33.02"W
TRS4-3	20° 9'17.71"S	44° 9'32.61"W
TRS5-1	20° 9'21.90"S	44° 9'32.55"W
TRS5-2	20° 9'21.93"S	44° 9'31.79"W
TRS5-3	20° 9'21.86"S	44° 9'31.10"W
TRS6-1	20° 9'26.10"S	44° 9'31.84"W
TRS6-2	20° 9'26.81"S	44° 9'30.84"W
TRS6-3	20° 9'27.16"S	44° 9'29.63"W

2.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Para análises físico-químicas, as 48 amostras de solo (24 por coleta) foram enviadas ao Laboratório de Análises de Amostras de Solo no Departamento de Solos, da Universidade Federal de Viçosa (Viçosa, MG). As análises realizadas e os respectivos métodos utilizados foram:

- Areia grossa (kg/kg) - Peneiramento;
- Areia fina (kg/kg) - Peneiramento;
- Silte (kg/kg) – Método da pipeta – agitação lenta;
- Argila (kg/kg) – Método da pipeta – agitação lenta;
- Densidade de Partículas, D_p (g/cm³) – Método Balão Volumétrico;

- Conteúdo de água retido a 10 kPa e 15 kPa (kg/kg) – Curva de retenção de água no solo (MT – Mesa de Tensão; CP – Câmara de Pressão);
- pH em água – Eletrodo combinado imerso em suspensão solo:líquido na proporção 1:2.5;
- Fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre, manganês, ferro, zinco (mg/dm³) – Extrator Mehlich-1;
- Acidez potencial do solo, H+Al (cmol_c/dm³) – Extrator Acetato de Cálcio 0.5 mol/L = pH 7.0;
- Soma de bases trocáveis, SB (cmol_c/dm³) – somatório dos teores de Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺;
- Capacidade de troca catiônica efetiva, t (cmol_c/dm³) – Somatório de SB e Al³⁺;
- Capacidade de troca catiônica a pH 7.0, T (cmol_c/dm³)² - Somatório SB e (H⁺ + Al³⁺);
- Índice de Saturação por bases, V (%) – Cálculo de (100. Valor S)/ (Valor T)
- Matéria orgânica, MO (dag/kg) – Carbono orgânico x 1,724 – Walkley-Black;
- Fósforo remanescente, P_{rem} (mg/L) – concentração na solução de equilíbrio após agitação por 1 h, conforme Teixeira, Donagemma, et al (2017).

Os procedimentos foram feitos segundo o Manual de Métodos de Análise de Solo (TEIXEIRA, DONAGEMMA, *et al.*, 2017).

2.4 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS

2.4.1 RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO (RBS)

A RBS foi determinada segundo o protocolo proposto por Jenkinson & Powlson (1976) e Alef & Nannipieri (1995) para as amostras coletadas. Dessa forma, 100 g de solo (previamente peneirado em peneira 2 mm e refrigerado) foi pesado e acondicionado em um pote hermeticamente fechado com um receptáculo contendo 25 mL de solução NaOH 1 mol/L. O pote foi então acondicionado em uma sala escura mantida a temperatura ambiente pelo período de 15 dias, ao final dos quais 5 mL do NaOH contido no receptáculo foi misturado com 5 mL de solução de BaCl₂ e então titulado com uma solução de HCl 0.25 mol/L, utilizando fenolftaleína como indicador. As amostras foram analisadas em triplicata, e a aferição da respiração foi feita segundo a seguinte equação:

$$\text{mg de CO}_2 = \frac{(\text{VB} - \text{VA}) \times 22 \times \text{C} \times \text{fc} \times \text{FA} \times \text{SW}}{\text{dwt} \times t}$$

Sendo:

SW é o peso seco do solo em gramas (100 g de solo);

t é o tempo de incubação em horas;

VB é o volume, em mL, de ácido clorídrico gasto na titulação do branco;

VA é o volume, em mL, de ácido clorídrico gasto na titulação da amostra;

22 é equivalente-grama do CO₂;

dwt é o peso seco de 1 g de amostra de solo úmido.

2.4.2 CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA (CBM)

O CBM foi determinado segundo o proposto por Tedesco (1995) para todas as amostras de solo. Assim, foi pesado 10 g de solo (previamente peneirado em peneira 2 mm e refrigerado) em uma placa de Petri e mais 10 g de solo em um Erlenmeyer de 125 mL, sendo as amostras pesadas refrigeradas por 24 h adicionais. No dia seguinte, foi medida a temperatura de 1 L de água em um béquer antes e depois de ser submetida a 120 s no micro-ondas, para aferir a potência do equipamento segundo a equação:

$$P = C_p \times K \times \Delta T \times m/t$$

Em que:

ΔT = temperatura final menos temperatura inicial (°C), variação da temperatura de 1 L de água em 2 minutos de exposição;

P = Potência real do aparelho em W;

K = 4.184, fator de correção de cal J mL⁻¹ K⁻¹ para watts (J s⁻¹);

m = 1000 g, massa da água em gramas;

t = 120 s, tempo de exposição da água no micro-ondas;

C_p = 1 J m⁻¹ K⁻¹, capacidade da água de receber calor.

Após esse procedimento, calculou-se o tempo de irradiação das placas por meio da equação:

$$t = r \times m/P$$

Em que:

t = tempo de exposição das amostras ao micro-ondas;

P = potência real do aparelho em W;

r = 800 J.g⁻¹ de solo, quantidade de energia necessária para a exposição;

m = peso total das amostras a serem irradiadas em g.

O solo das placas foi então macerado e submetido a irradiação em micro-ondas pelo tempo calculado. Feito isso, o solo das placas foi transferido para um Erlenmeyer de 125 mL, e todos os Erlenmeyers (amostras irradiadas e não irradiadas) receberam 40 mL de solução extratora (K₂SO₄ 0.5 mol/L, com pH entre 6.5 e 6.8), com um Erlenmeyer adicional sem solo para servir de branco. Os Erlenmeyers foram vedados com plástico filme e colocados no shaker por 30 min, com agitação de 120 rpm. Findo esse tempo, as amostras foram retiradas do shaker e deixadas em repouso por 30 min, para sedimentação do solo, e então filtradas em papel filtro de filtração lenta.

Do extrato obtido foram utilizados 5 mL, adicionado à um novo Erlenmeyer de 125 mL, juntamente com 1 mL de solução de dicromato de potássio (0.066 mol/L) e 5 mL de ácido sulfúrico (P.A. 95-99%). Após esfriar, adicionou-se 25 mL de água destilada e titulou-se com uma solução de sulfato ferroso amoniacal (0.03 mol/L) usando Ferroin como indicador.

As amostras foram analisadas em triplicata, e o resultado foi aferido por meio das equações:

$$C_{I,NI} = \frac{(V_b - V_m)(\text{molaridade do sulfato ferroso})(3)(1000)(\text{volume extrator})}{(* \text{volume do extrato})(\text{massa seca do solo})}$$

Onde:

C_{I,NI} = Amostra irradiada ou amostra não irradiada

V_b = volume do branco (mL)

V_m = volume da amostra (mL)

3 = resultado da relação entre o número de mols de Cr₂O₇ que reagem com o Fe²⁺ (1/6), multiplicado pelo número de mols do Cr₂O₇ que reagem com C⁰ (3/2), multiplicado pelo peso equivalente do C (12);

1000 = Fator de conversão de unidades

*volume do extrato (amostra filtrada) para a determinação do carbono (mL)

$$CBM = \frac{(C_I - C_{NI})}{(Kc)} = \mu\text{g g}^{-1} \text{ de C no solo}$$

Onde:

CBM = Carbono da biomassa microbiano

C_I = Amostra irradiada

C_{NI} = Amostra não irradiada

2.4.3 QUOCIENTE METABÓLICO (qCO₂)

O quociente metabólico, segundo Anderson e Domsch (1993), pode ser obtido por meio da razão entre RBS e CBM, conforme a equação:

$$qCO_2 = \frac{RBS}{CBM}$$

Em que:

RBS - Taxa de respiração basal do solo (mg kg⁻¹ dia⁻¹),

CBM - Carbono da biomassa microbiana (mg kg⁻¹).

2.4.4 ANÁLISES ENZIMÁTICAS

As análises enzimáticas se deram por colorimetria, utilizando os protocolos adequados para a enzima desejada. Para as fosfatases, beta-glicosidase, e arilsulfatase os protocolos utilizados usaram 1 g de solo (peneirado e refrigerado), sendo feito em triplicata com um controle. Os valores expressos de atividade enzimática foram normalizados, dividindo os valores brutos pelos respectivos valores de CBM para que se pudesse ter uma razão entre a atividade enzimática produzida e quantidade de carbono da biomassa microbiana presente nas amostras. Logo, a unidade utilizada para essas variáveis não foi µg por grama de solo, mas sim µg por grama de carbono.

O solo foi pesado e acondicionado em tubos Falcon de 15 mL, ao qual foi adicionado tolueno, solução tampão específica para o ensaio, e uma solução contendo o substrato da enzima. No controle não se adicionou, a princípio, o substrato, somente o tampão com pH

devidamente ajustado (para fosfatase alcalina o pH do tampão foi ajustado para 11, na fosfatase ácida o pH foi ajustado para 6.5, para a beta-glicosidase o pH foi ajustado para 6.0, e para arilsulfatase o pH do tampão foi ajustado para 5.8). Os tubos foram agitados e incubados em banho-maria a 37 °C por uma hora. Após a incubação, os tubos foram imediatamente imersos em gelo, e foi adicionada uma solução básica (NaOH 0.5 mol/L ou THAM 0.1 mol/L pH 12, a depender do ensaio) e CaCl₂ aos tubos. Os tubos de controle receberam a solução de substrato enzimático somente após a incubação, para que a coloração da solução não interfira nos resultados. As amostras foram filtradas com papel filtro de filtração lenta, e em seguida lidas em espectrofotômetro em comprimento de onda adequado para o ensaio (fosfatases: 400 nm, beta-glicosidase: 410 nm, arilsulfatase: 400 nm, urease: 690 nm).

Uma curva padrão foi feita para obtenção de valores de absorbância para concentrações conhecidas, utilizando p-nitrofenol e demais insumos empregados no ensaio em questão. Os valores de atividade enzimática foram obtidos a partir da equação da curva padrão, sendo subtraído o valor do controle.

O protocolo utilizado para as fosfatases foi proposto por Eivazi e Tabatabai (1977), o utilizado para a beta-glicosidase foi proposto por Eivazi e Tabatabai (1988), o utilizado para a arilsulfatase foi proposto por Tabatabai e Bremner (1970).

O ensaio para urease difere dos demais. Em linhas gerais o ensaio se assemelha ao utilizado para as demais enzimas, seguindo o processo de adicionar ao solo a solução de p-nitrofenol e solução tampão, incubar, adicionar o inibidor com solução alcalina, filtrar, e realizar a leitura, mas segundo o proposto por Kandeler e Gerber (1988), pesou-se 5,0 g de solo previamente peneirado e refrigerado (ao invés do peso de 1 g utilizado nas demais enzimas) em Erlenmeyers de 125 mL (substituindo os tubos de ensaio empregados nos demais protocolos), sendo realizado em triplicata com um controle.

A princípio, adicionou-se uma solução de ureia (substrato da urease) às amostras e água destilada aos controles, levando os frascos para incubação a 37 °C por 2 horas. Após a incubação, foi adicionado KCl (1 mol/L) às amostras, KCl (1 mol/L) e a solução de ureia aos controles, e os frascos foram submetidos à agitação por 30 minutos (130-140 rpm). Após a agitação, o conteúdo dos frascos foi filtrado em papel de filtro de filtração lenta. Por fim, foi retirado 0.5 mL do extrato obtido, colocando em um tubo com 4.5 mL de água destilada e adicionado 2.5 mL da solução de trabalho (que contém NaOH, nitroprusiato de sódio, e salicilato de sódio) e 1.0 mL de solução de dicloro (ácido dicloisocianúrico sal sódico), agitando

os tubos e fazendo a leitura em espectrofotômetro a 690 nm.

Os resultados foram obtidos a partir de uma curva padrão elaborada utilizando KCl, solução padrão de amônio, solução de dicloro, e a solução de trabalho. O valor da atividade enzimática foi obtido a partir da equação da curva padrão, sendo subtraído o valor dos controles.

2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A avaliação de significância estatística foi realizada no programa R *version* 4.1.1 (2021-08-10) usando as bibliotecas base (R CORE TEAM, 2021), sendo o pacote *agricolae* escolhido para a análise estatística não paramétrica Kruskal-Wallis (SIEGEL, 1956). Foi comparado primeiramente cada transecto de forma individual com a área de referência (não afetada), utilizando como repetição os pontos 1, 2 e 3 amostrados. Em um segundo momento foi feita outra análise com apenas dois grupos: afetado (incluindo todos os transectos) e não afetado (com todos os pontos da área de referência). A significância adotada foi de 5%.

As análises multivariadas e análise descritiva foram realizadas com a versão 4.3.1 do *software* R, sendo utilizados os pacotes *factoextra*, *FactoMineR*, *tibble* e *tidyverse* para a análise multivariada e os pacotes *DescTools*, *ExpDes.pt*, *moments*, *tidyverse*, *corrplot*, *ggplot2* e *ggcorrplot* para a análise descritiva.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. RESPIRAÇÃO BASAL DO SOLO (RBS)

Altas taxas de respiração podem indicar tanto um distúrbio ecológico como um alto nível de produtividade do ecossistema (USDA, 2010). Os valores obtidos tanto para as amostras de março, estação chuvosa, como para as de setembro, estação seca, não apresentaram diferença significativa em relação aos valores obtidos nas amostras de referência, com exceção do TRS4 na coleta de março de 2022 (Figura 11). Entretanto, os valores obtidos para as amostras coletadas em março foram no geral superiores aos das amostras coletadas em setembro. Esse resultado pode ser explicado por setembro ser a estação de seca e assim, espera-se uma atividade microbiana menor que na estação chuvosa (BROCKETT, PRESCOTT e GRAYSTON, 2012; XU, YU, et al., 2018). A respiração basal microbiana é dependente do estado fisiológico da célula e é influenciada por diversos fatores do solo, como: a umidade, a temperatura, a estrutura,

a disponibilidade de nutrientes, a textura, a relação C/N, a presença de resíduos orgânicos, entre outros (LUO e ZHOU, 2006). Silva et al. (2018) também observaram em amostras de solo impactado pela mineração de ferro em recuperação que os valores de RBS foram maiores na época de chuva do que na época de seca.

Observando os dados do TRS4 em março de 2022, notou-se que os valores excederam os da referência, o que pode ser resultado do impacto sofrido pelas chuvas torrenciais de janeiro (G1, 2022). Como essa diferença de valores não perpetuou nas amostras de setembro, possivelmente a comunidade microbiana conseguiu se restabelecer nesse ínterim.

Considerando que a maioria dos transectos não se mostrou significativamente diferente às amostras de referência, uma segunda análise de Kruskal-Wallis foi realizada, dessa vez colocando apenas dois grupos: Afetado (composto por todos os pontos dos transectos) e Não afetado (composto por todos os pontos das áreas de referência). Os dados brutos utilizados podem ser observados no Anexo 2, e os gráficos, valores de qui-quadrado e *p*-valores dessa análise podem ser verificados no Anexo 3. Considerando que o *p*-valor para RBS em Março foi de 0.4837 e em Setembro foi de 0.5485, nota-se que não se observa diferença significativa entre a área afetada e a área de referência.

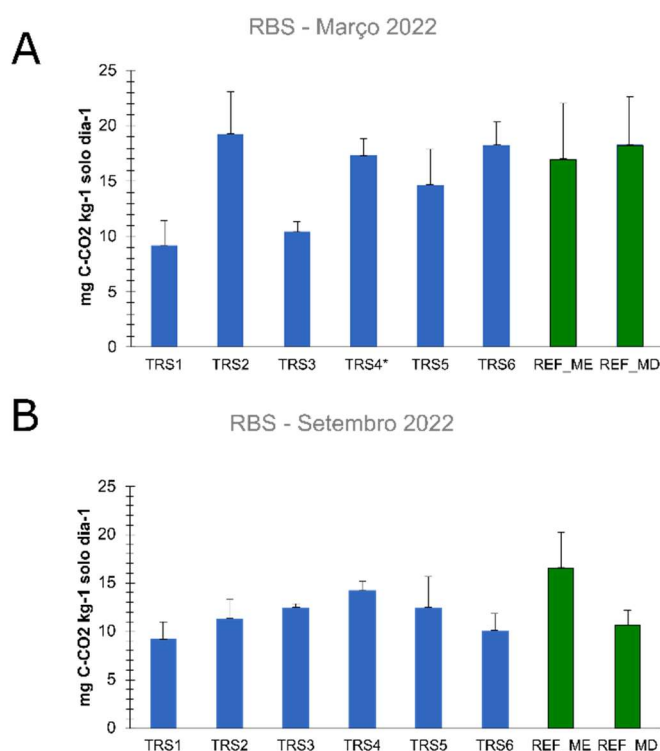


Figura 11 – Média dos valores de Respiração Basal do Solo (RBS) observados para as amostras coletadas em março de 2022 (A) e em setembro de 2022 (B) para os transectos de 1 a 6 e das

amostras de referência, em verde. Em cada barra está indicado o erro padrão observado (três pontos em cada transecto). Transectos com um asterisco (*) diferiram estatisticamente pelo teste Kruskal-Wallis a 5% de significância. TRS = Transecto, REF = Referência, ME = Margem Esquerda, MD = Margem Direita.

3.2. CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA (CBM)

Os resultados do CBM dos solos coletados na área do Marco Zero no período de março e de setembro, assim como observado na respiração, não apresentaram diferenças significativas em relação as amostras de referência, exceto o TRS3 na coleta de março de 2022 (Figura 12).

Entretanto, observamos que de modo geral os TRS 3 e 6 e até mesmo a referência da margem esquerda tiveram baixo valor de CBM. Isto pode ser reflexo mais uma vez das fortes chuvas que ocorreram na área durante o verão. Tais chuvas causaram o aporte de sedimento aluvionar do rio Paraopebas principalmente nos pontos dos transectos 3 e 6, o que justifica a diferença observada no ponto TRS3 na coleta realizada em março.

Novamente, em virtude da maioria dos transectos não se mostrarem significativamente diferente às amostras de referência, uma segunda análise de Kruskal-Wallis foi realizada, dessa vez colocando apenas dois grupos: Afetado (composto por todos os pontos dos transectos) e Não afetado (composto por todos os pontos das áreas de referência). Considerando que o *p*-valor para CBM em Março foi de 0.505 e em Setembro foi de 0.6407, nota-se que não se observa diferença significativa entre a área afetada e a área de referência.

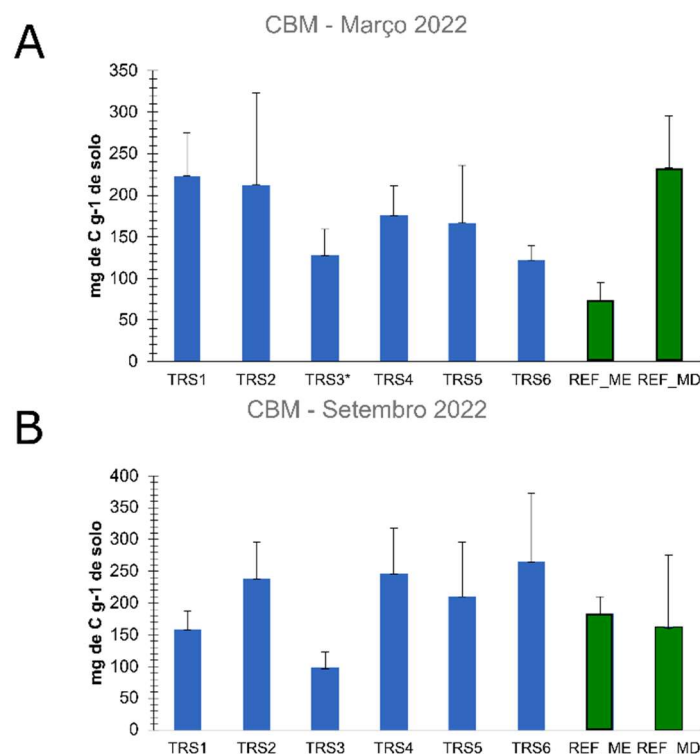


Figura 12 – Média dos valores de Carbono da Biomassa Microbiana (CBM) observados para as amostras coletadas em março de 2022 (A) e em setembro de 2022 (B) para os transectos de 1 a 6 e das amostras de referência, em verde. Em cada barra está indicado o erro padrão observado (três pontos em cada transecto). Transectos com um asterisco (*) diferiram estatisticamente pelo teste Kruskal-Wallis a 5% de significância. TRS = Transecto, REF = Referência, ME = Margem Esquerda, MD = Margem Direita.

Barbhuiya *et al.* (2004) estudaram solo em uma floresta tropical na Índia após a estação chuvosa, e observaram o efeito da sazonalidade, registrando populações microbianas menores na estação de chuva, devido a perdas de propágulos microbianos e material vegetal devido à chuva intensa. Xiao *et al.* (2022) constataram que em amostras coletadas após chuvas, a diversidade microbiana foi menor, e com lixiviação de nutrientes como o nitrogênio. Sun *et al.* (2020) concluíram que o aumento de chuvas inibiu vias de decomposição bacteriana no solo em florestas tropicais, evidenciando o impacto da pluviosidade.

3.3. QUOCIENTE METABÓLICO (qCO₂)

De maneira geral, os valores de qCO₂ foram todos abaixo de 0.5 para as amostras coletadas em março e 0.35 para as amostras coletadas em setembro (Figura 13). Os valores

observados nas amostras da área afetada ficaram na mesma faixa que os valores observados nas amostras de referência. Os valores mais baixos observados de qCO_2 para as amostras de setembro, quando comparadas a março, podem mostrar que a área em reabilitação está com a microbiota do solo estabilizada.

Observou-se valores um pouco mais elevados para os transectos a jusante (TRS3 e TRS6), o que possivelmente pode ter sido reflexo mais uma vez das fortes chuvas que assolaram a área no início de 2022 (G1, 2022). Isso é corroborado pelos achados de Sugihara *et al.* (2010), que concluíram que, após evento de chuva intensa, houve perda de carbono no solo e subsequente aumento no qCO_2 .

O quociente metabólico pode ser utilizado como um indicador do estresse microbiano, sendo que em geral, um valor baixo de qCO_2 indica um ambiente mais estável, uma vez que ocorre o maior aproveitamento do material orgânico para converter em biomassa, enquanto valores elevados sugerem ecossistemas sob ação de algum fator estressante; assim um aumento em seus valores pode mostrar baixa eficiência na incorporação de carbono na biomassa microbiana (ANDERSON e DOMSCH, 1993).

A maior parte dos transectos não apresentaram diferenças significativas quando comparados com a referência (Kruskal-Wallis a 5%), com a exceção dos transectos TRS4 e TRS6 na coleta realizada em março. Isso pode ser devido a um efeito diferenciado a montante (TRS4) e a jusante (TRS6) durante o evento de inundação observado em janeiro de 2022 (G1, 2022).

Como se observou esse resultado, foi feito uma outra análise de Kruskal-Wallis a 5% de significância, condensando os transectos em um grupo (área afetada) e as referências em outro grupo (área não afetada). O p -valor obtido na análise foi de 0.4634 para março e 0.2053 para setembro, não apresentando diferença significativa entre os grupos analisados.

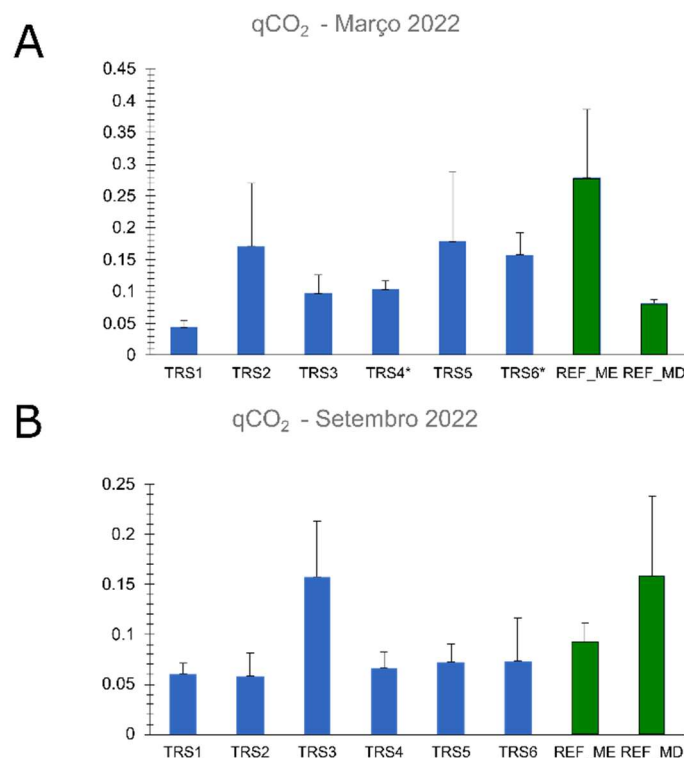


Figura 13 – Média dos valores de quociente metabólico (qCO₂) observados para as amostras coletadas em março de 2022 (A) e em setembro de 2022 ((B) para os transectos de 1 a 6 e das amostras de referência, em verde. Em cada barra está indicado o erro padrão observado (três pontos em cada transecto). Transectos com um asterisco (*) diferiram estatisticamente pelo teste Kruskal-Wallis a 5% de significância. TRS = Transecto, REF = Referência, ME = Margem Esquerda, MD = Margem Direita.

3.4. ATIVIDADE ENZIMÁTICA DO SOLO

O solo mantém a sua qualidade físico-química e biológica por meio de múltiplos processos, nos quais as enzimas microbianas são componentes importantes que contribuem para as dinâmicas das transformações dos nutrientes do solo (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Observou-se que, assim como os outros atributos avaliados acima, que os valores das atividades das enzimas, exceto para arilsulfatase, sofreram uma redução nas amostras coletas em março, estação chuvosa, em relação às amostras coletadas em setembro, estação seca (Figura 14).

A atividade da enzima beta-glicosidase se mostrou baixa até mesmo nas áreas de referência, o que pode sugerir um prejuízo à ciclagem de compostos celulolíticos nestas áreas (Figura 14 A e B). Esta enzima age como catalisador na hidrólise da maltose e da celobiose, sendo que essas reações têm produtos que são fontes de energia importantes para microrganismos do solo (FERRAZ-ALMEIDA, NAVES e MOTA, 2015). Vasconcelos (2021)

estudou uma área afetada pelo rompimento da barragem em Mariana, e observou queda de atividade enzimática da beta-glicosidase em seu trabalho quando comparada com uma área de referência.

Notou-se uma queda nos valores da atividade de fosfatase ácida nas amostras de solo coletadas em março em relação as de setembro, inclusive para as amostras coletadas na área de referência (Figura 14 C e D). Esta diferença foi menos expressiva para os valores observados na atividade de fosfatase alcalina, mas os valores da atividade observado para as amostras de março continuaram superiores às observadas em setembro (Figura 14 E e F). Entretanto, este padrão observado para as fosfatases também foi verificado para as amostras coletadas na área de referência, evidenciando que provavelmente o período de seca afeta a atividade enzimática (MINNEHAN, 2015; BAÑERAS, LLORENS, *et al.*, 2022).

O pH do solo tende a aumentar em temperaturas quentes (ONWUKA e MANG, 2018), o que deveria privilegiar a atividade da fosfatase alcalina. No entanto, observou-se que tanto em março quanto em setembro a atividade da fosfatase ácida foi superior que a alcalina. Isso também foi observado em outros estudos de amostras de solo, desde estudos realizados em casa de vegetação com solo cultivado com milho adubado (SOARES, ARAÚJO, *et al.*, 2012), a solo de área minerada em diferentes estágios de regeneração ambiental (DUARTE, RIBEIRO, *et al.*, 2015). Nahas *et al.* (1994) constataram que o número de fungos que secretaram fosfatase ácida excedeu em 150 % os que secretaram fosfatase alcalina, identificando também que fungos e bactérias possuem maior atividade de fosfatase ácida que alcalina, o que condiz com o observado no presente estudo.

Em relação a atividade da urease, enzima que catalisa a quebra da ureia em CO₂ e amônia, observou-se que, apesar de existir alguns picos, os valores de urease foram baixos em todas as amostras avaliadas, o que pode refletir na ciclagem de nitrogênio neste ambiente (Figura 14 G e H) (DUARTE, TEIXEIRA, *et al.*, 2014). De forma mais específica, a urease atua na degradação de ureia, transformando-a em amônia e dióxido de carbono, um passo crucial para a disponibilidade de nitrogênio para as plantas. Logo, se essa reação não ocorrer, ou ocorrer em menor quantidade, o estoque de nitrogênio disponível no solo será menor, prejudicando o crescimento vegetal (KOÇAK, 2020). Notou-se que os valores foram baixos (BARBOSA, POGGERE, *et al.*, 2023) até na área de referência, o que pode apontar um problema pré-existente na área estudada. Barbosa *et al.* (2023) constataram valores de 38 µg N-NH₄⁺ g⁻¹ solo h⁻¹ para solos de mata atlântica, enquanto os valores não-normalizados de urease

para as áreas de referência do presente estudo não ultrapassaram $8 \mu\text{g N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$. Liu *et al.* (2020), que estudaram uma área impactada por um rompimento de barragem na província de Guangxi (China), também verificaram queda na atividade de urease na área afetada.

Assim como as demais enzimas, a atividade da arilsulfatase nas amostras da área afetada coletadas em março foram superiores aos valores das amostras coletas em setembro (Figura 14 I e J). A arilsulfatase é uma enzima extracelular secretada por bactérias que catalisam a hidrólise de sulfatos orgânicos, transformando-os em S-SO_4^{2-} . A arilsulfatase tem um papel chave na mineralização do enxofre orgânico do solo, e assim pode refletir na ciclagem desse nutriente no solo (CHEN, LIU, *et al.*, 2019). Milosavljevic *et al.* (2020) avaliaram uma área impactada por poluição oriunda de mineração, e verificaram uma forte correlação negativa entre a atividade da arilsulfatase e a presença de metais pesados, sendo essa enzima recomendada pela equipe como indicador de poluição do solo para esses compostos.

Considerando que as áreas afetadas não apresentaram diferença significativa com a área de referência (Kruskal-Wallis a 5% para RBS, CBM, e qCO_2 , e Teste de Wilcoxon aplicado a atividade enzimática como pode ser observado na Tabela 3 e Tabela 4), foi realizado a análise por Kruskal-Wallis a 5% de significância considerando apenas dois grupos, “afetado” (composto pelos pontos dos transectos) e “não afetado” (composto pelos pontos da referência). Os gráficos gerados podem ser observados no Anexo 3. Os *p*-valores para fosfatase ácida (*p*-valor = 0.2301 em março, 0.3861 em setembro), fosfatase alcalina (*p*-valor = 0.6892 em março, 0.4237 em setembro), beta-glicosidase (*p*-valor = 0.5485 em março, 0.505 em setembro), arilsulfatase (*p*-valor = 0.505 em março, 0.1252 em setembro) e urease (*p*-valor = 0.8939 em março, 0.6646 em setembro) foram todos elevados, indicando que a diferença entre as áreas não foi significativa.

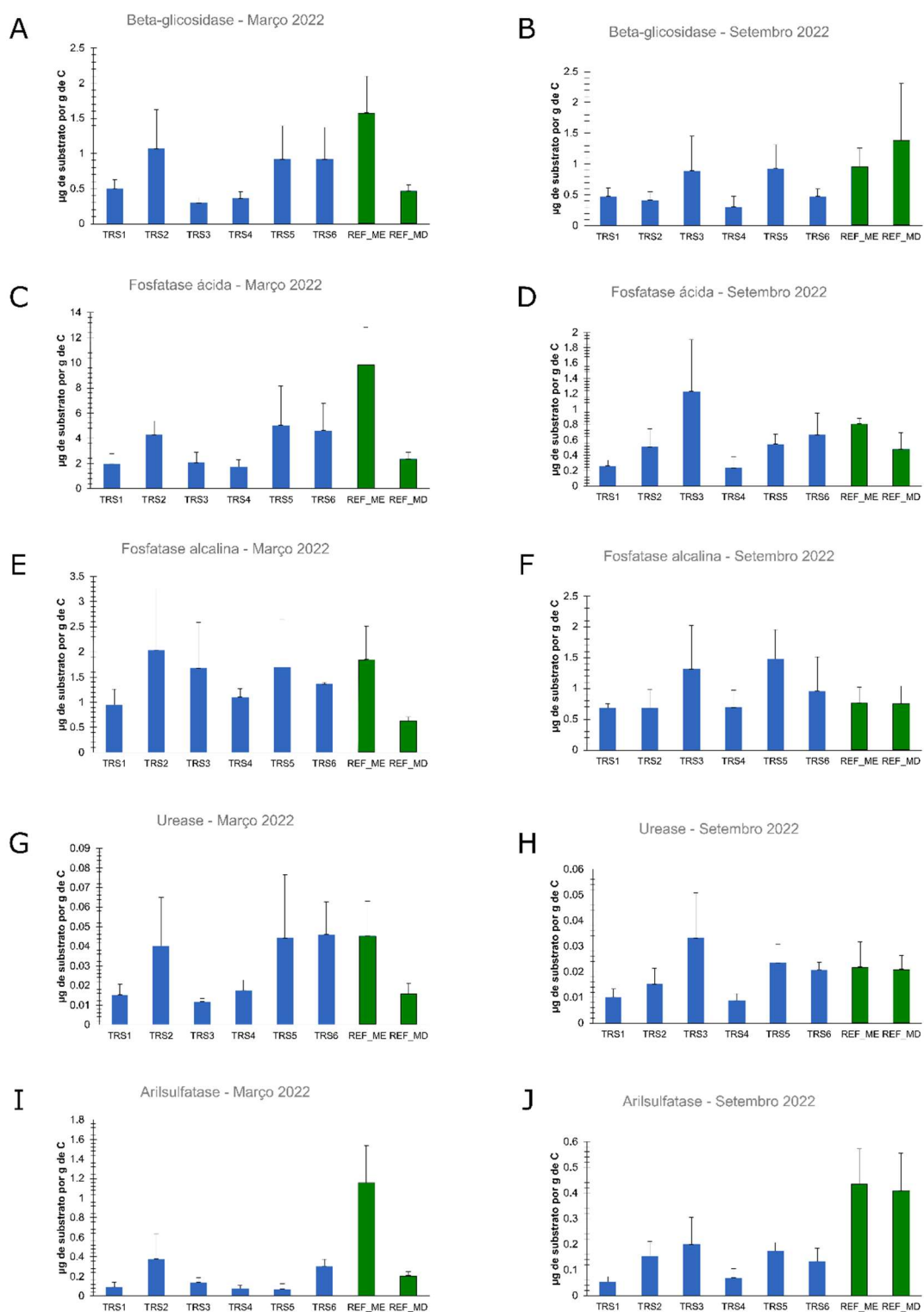


Figura 14 – Média dos valores observados para atividade das enzimas Beta-glicosidase (A e B), Fosfatase Ácida (C e D), Fosfatase Alcalina (E e F), Urease (G e H) e Arilsulfatase (I e J) observados para as amostras coletadas em março de 2022 e em setembro de 2022 para os transectos de 1 a 6 e das amostras de referência, em verde. Em cada barra está indicado o erro

padrão observado (três pontos em cada transecto). TRS = Transecto, REF = Referência, ME = Margem Esquerda, MD = Margem Direita.

3.5. CORRELAÇÃO ENTRE OS ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS

Na análise de correlação dos dados biológicos nos dois períodos de coleta foi possível notar que na coleta de março (Figura 15A), estação chuvosa, houveram correlações mais positivas e intensas (mais próximas de 1.0) que na coleta de setembro (Figura 15B). Tal resultado foi coerente com a expectativa da atividade microbiana do solo ser menor durante o inverno (estação seca) (ŽIFCÁKOVÁ, VETROVSKY e HOWE, 2015). Observou-se também que as enzimas tiveram correlações positivas entre si, algo que se manteve presente na estação seca (Figura 15).

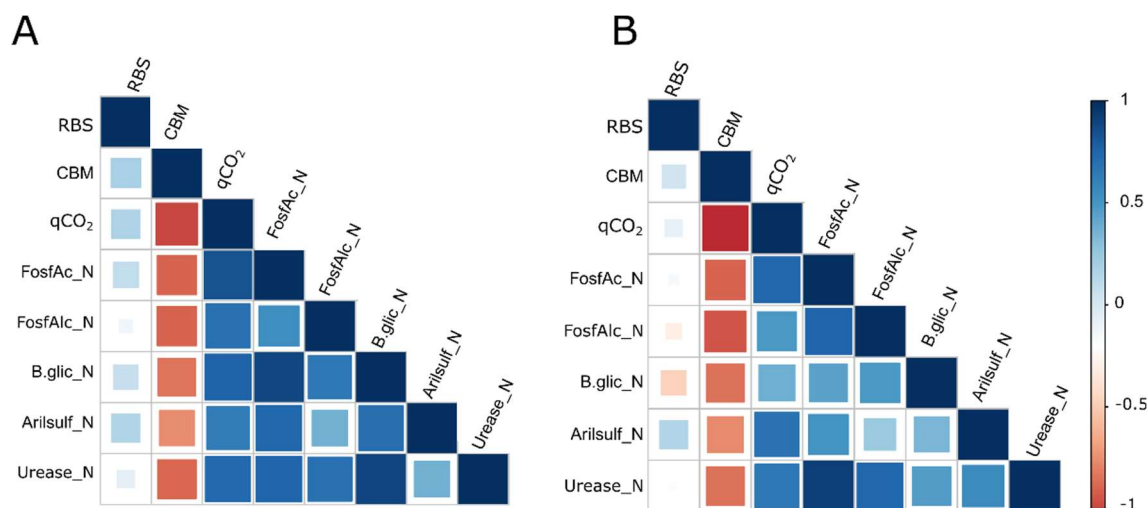


Figura 15 - Correlação entre os dados biológicos para a coleta de março de 2022 (A) e setembro de 2022 (B). O “N” presente no rótulo das enzimas denota que as mesmas foram normalizadas, tiveram o valor da atividade enzimática dividido pelo valor do CBM. RBS = Respiração Basal do Solo, CBM = Carbono da Biomassa Microbiana, qCO₂ = quociente metabólico, FosfAc = Fosfatase Ácida, FosfAlc = Fosfatase Alcalina, B.glic = Beta-glicosidase, Arilsulf = Arilsulfatase.

Nas amostras coletadas em março, os fatores mais correlacionados positivamente foram as enzimas beta-glicosidase, urease e fosfatase ácida, evidenciando a importância dos ciclos biogeoquímicos do carbono junto com nitrogênio e fósforo nas amostras dos solos analisados. Nitrogênio e fósforo são nutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas, que por sua

vez contribuem ativamente para o ciclo do carbono por meio de deposição de folhas, logo é de se esperar uma correlação positiva entre esses ciclos (LUOA, XUEA, et al., 2020).

Já nas amostras coletadas em setembro observou-se que os fatores mais correlacionados foram a fosfatase ácida e a urease, uma correlação positiva que denota que os ciclos de fósforo e de nitrogênio foram notáveis neste período para as amostras coletadas. Novamente, o fósforo é um nutriente fundamental no meio ambiente, juntamente com o nitrogênio sendo frequentemente fatores limitantes ao crescimento (CUIA, ZHANG, et al., 2020). Logo, a correlação positiva é esperada pela conexão entre os dois ciclos (MOOSHAMMER, WANEK, et al., 2012).

Dentre as correlações negativas observadas nas análises das amostras de março e setembro, destacam-se os atributos microbiológicos qCO_2 e CBM. Esse é um resultado esperado, pois de forma geral um qCO_2 baixo denota um solo mais saudável e estável, em que se espera ter um CBM mais elevado com uma respiração microbiana mais baixa, representando uma comunidade microbiana mais equilibrada e menos estressada (RATH e ROUSK, 2015; MERINO, GODOY e MATUS, 2016; YUAN, LI-FEI, et al., 2011; GEISSELER e SCOW, 2014). Yuan et al. (2011) estudaram a relação entre restauração por vegetação e características microbianas do solo em regiões degradadas da província de Guizhou (China), e observaram que o CBM aumentou, enquanto o qCO_2 diminuiu nas áreas com vegetação, denotando áreas mais saudáveis e em recuperação.

3.6. IMPACTO DOS REJEITOS NA MICROBIOTA DO SOLO

Para averiguar se houveram diferenças significativas entre os valores observados para os parâmetros microbiológicos avaliados nos períodos de março e setembro, foi aplicado o teste de Wilcoxon (CAMPOS, 1979; SIEGEL e CASTELLAN JR, 2006) para dados pareados. Avaliou-se os pontos à montante do córrego, próximo a barragem rompida e à jusante do córrego, comparando-os com a área de referência. Foram testadas duas hipóteses: **i)** A área impactada apresenta maior valor de RBS e de qCO_2 que na área de referência, denotando um solo em situação de estresse e **ii)** A área impactada apresenta valores de CBM e de atividade enzimática menores que na área de referência.

Os resultados das amostras coletadas no período de março podem ser observados na Tabela 3 e do período de setembro na Tabela 4. A hipótese de nulidade para todos os testes foi

de $\mu = 0$ (onde μ é o valor esperado da diferença entre os dados pareados). Logo, um $\mu < 0$ denota a hipótese de que a área afetada teria valores menores que a área de referência (e.g., esperar que a atividade enzimática seja menor na área afetada que na área de referência), enquanto um $\mu > 0$ indica a expectativa de que a área afetada teria valores superiores que a área de referência (e.g., ter um qCO₂ maior na área impactada). Isso foi acoplado com os p -valores, quanto menor o p -valor (mais longe de 1,0) mais significativo o resultado que confirmaria o esperado. Notou-se que de forma geral, os p -valores foram maiores que 0,05 para grande parte das variáveis avaliadas, portanto não se pôde afirmar que houve diferença significativa ao se comparar as amostras da área impactada com as amostras da área de referência coletadas em março e setembro. Tipicamente, p -valores com significância igual ou menor que 5% ($< 0,05$) ou 10% ($< 0,1$) são indicativos de uma diferença estatisticamente relevante.

Entretanto, as enzimas beta-glicosidase, arilsulfatase e urease à montante apresentaram p -valores próximos de 10 % (0,10) nas áreas impactadas pelo rejeito de minério de ferro (Tabela 3 e Tabela 4), indicando uma diferença significativa que pode revelar que a comunidade microbiana pode estar com algumas atividades relacionadas ao ciclo de carbono, enxofre e nitrogênio impactadas quando comparadas a amostras de referência. No entanto, a atividade reduzida de enzimas em áreas afetadas por rejeito de mineração foi observada por Batista *et al.* (2020), que analisaram áreas afetadas pelo rejeito vindo do rompimento da barragem em Mariana (MG). Batista *et al.* (2022), em um outro estudo publicado sobre áreas afetadas por rejeito de mineração, encontraram evidências de perturbação no ciclo de carbono do solo em função da contaminação por rejeitos, evidenciado redução em CBM e aumento de qCO₂.

Com rara exceção, os p -valores das amostras à jusante se mostraram menores do que os p -valores das amostras à montante no primeiro período de coleta (Tabela 3). Isso indicou que a diferença foi mais expressiva nas amostras à jusante, o que foi coerente com o relato de inundações do Rio Paraopeba, que em janeiro de 2022 teve seu nível elevado em cerca de dois metros em função das fortes chuvas (G1, 2022). Esse ocorrido levou ao arraste do *topsoil* aplicado na área afetada e a deposição de novos sedimentos, alterando a matriz do solo e afetando a microbiota presente. Não foi encontrado na literatura trabalhos que avaliassem o recorte montante *versus* jusante de solo nas margens de um córrego reconstituído, nem trabalhos que constatassem atividade enzimática nessas áreas.

Tabela 3 - Teste de Wilcoxon para os atributos avaliados nas amostras de solo coletadas na área de Marco Zero (Brumadinho, MG) no período de março de 2022.

VARIÁVEL	HIPÓTESE ALTERNATIVA	P-VALOR (MONTANTE E REFERÊNCIA)	P-VALOR (JUSANTE E REFERÊNCIA)
Betaglicosidase normalizada	$\mu < 0$	0.1094	0.1094
Arilsulfatase normalizada	$\mu < 0$	0.03125	0.1563
Urease normalizada	$\mu < 0$	0.1094	0.5
Fosfatase Ácida normalizada	$\mu > 0$	0.9688	0.7812
Fosfatase Alcalina normalizada	$\mu > 0$	0.5781	0.2813
RBS	$\mu > 0$	0.8438	0.7812
CBM	$\mu < 0$	0.8438	0.4219
qCO ₂	$\mu > 0$	0.9531	0.6562

Para os dados das amostras coletadas em setembro (Tabela 4), observou-se um paradigma similar, altos p-valores, indicando que não se pode afirmar que houve diferença significativa entre as amostras da área afetada e de referência. Entretanto, novamente observou-se que a beta-glicosidase, arilsulfatase e urease à montante apresentaram p-valores relativamente baixos, indicando diferença significativa, que pode ter revelado que as atividades relacionadas ao ciclo de carbono, enxofre e nitrogênio podem estar sendo alteradas na área afetada quando comparadas a área de referência. Contudo, Silva *et al.* (2021), que discursaram acerca dos efeitos físico-químicos e biológicos em solos afetados pelo rejeito de minério de ferro após rompimento da barragem do Fundão (Mariana – MG), constataram queda significativa de atividade enzimática entre as áreas afetadas e a área de referência. Li *et al.* (2022), similarmente, verificaram que a atividade enzimática foi menor em áreas de rejeito contendo níquel e cobre, concluindo que as enzimas são possíveis bioindicadores para a área de estudo. E ainda se pôde notar nas amostras coletadas em setembro o efeito do evento de chuvas fortes e inundações ocorridos em janeiro de 2022 pelos valores de p-valores menores para as amostras a jusante.

Tabela 4 - Teste de Wilcoxon para os atributos avaliados nas amostras de solo coletadas na área de Marco Zero (Brumadinho, MG) no período de setembro de 2022.

VARIÁVEL	HIPÓTESE ALTERNATIVA	P-VALOR (MONTANTE E REFERÊNCIA)	P-VALOR (JUSANTE E REFERÊNCIA)
Betaglicosidase normalizada	$\mu < 0$	0.07813	0.07813

Arilsulfatase normalizada	$\mu < 0$	0.01563	0.07813
Urease normalizada	$\mu < 0$	0.01563	0.7187
Fosfatase Ácida normalizada	$\mu > 0$	1	0.3438
Fosfatase Alcalina normalizada	$\mu > 0$	0.5781	0.3438
RBS	$\mu > 0$	0.6562	0.8906
CBM	$\mu < 0$	0.8906	0.5781
qCO ₂	$\mu > 0$	0.9531	0.5781

3.7. ANÁLISE MULTIVARIADA DOS ATRIBUTOS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS

Gráficos biplot da análise de componentes principais foi gerado sobrepondo os pontos de amostragem e os vetores das variáveis físico-químicas e microbiológicas que mais contribuíram para a explicação da variabilidade dos dados observados (Figura 16).

Para as amostras coletadas em março, período chuvoso, as variáveis explicaram 60% da variação dos dados. As variáveis microbiológicas tiveram maior contribuição, com destaque para beta-glicosidase, fosfatase ácida, arilsulfatase, urease e qCO₂. Nas variáveis físico-químicas, temos o Ferro e a proporção de areia grossa se relacionando positivamente com a maioria das amostras, incluindo os pontos de referências, indicando que para essas amostras, estes atributos contribuíram para os resultados observados (Figura 16A).

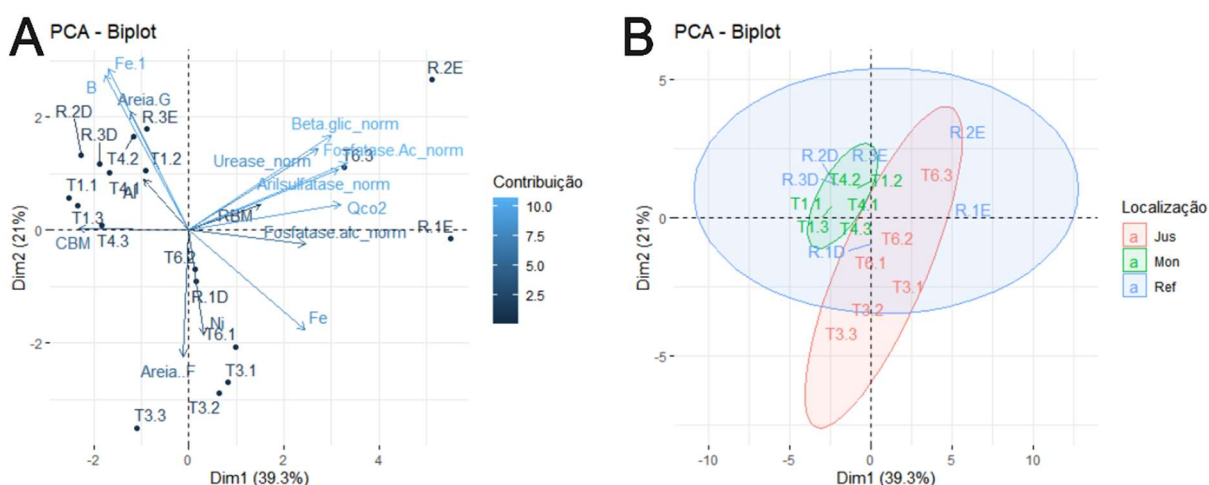


Figura 16 – Análise de componente principal dos dados físico-químicos e microbiológicos das amostras coletadas na área afetada Marco Zero (T1 a T6) e referência (R) em março de 2022. **A)** gráfico plotado com todos os atributos avaliados e **B)** gráfico plotado evidenciando somente os pontos amostrais, divididos em Jusante (Jus), Montante (Mon) e referência (Ref). D- margem direita e E - margem esquerda. T = transecto, R = referência.

As amostras a montante e a jusante formaram dois grupos diferentes, entretanto não se diferiram das amostras de referências. A elipse azul, correspondente às amostras de referência se sobrepôs aos pontos a montante e a jusante, evidenciando que a microbiota presente na área em reabilitação do Marco Zero estão respondendo positivamente aos processos aplicados (Figura 16B).

Para as amostras no segundo e quarto quadrante dessa amostragem, outros fatores que não a atividade enzimática tiveram maior impacto positivo nos resultados. Em destaque temos as variáveis ferro, proporção de areia grossa e teor de alumínio trocável influenciando os resultados das amostras à montante, e proporção de areia fina e teor de níquel influenciando os resultados das amostras à jusante (Figura 16 A e B).

Para os dados coletados em setembro, no período seco, observou-se que os atributos avaliados explicaram 61.6 % da variação dos dados (Figura 17). Notamos que foi quase a mesma explicação observada para as amostras coletadas na estação chuvosa (Figura 16). Foi verificada uma concentração dos vetores representando atividade enzimática no primeiro quadrante, se relacionando positivamente com as amostras de referência da margem esquerda, T3.3 e T6.1, semelhante ao observado na estação chuvosa. Observou-se que a maioria das amostras da área afetada foram mais relacionadas com proporção de argila, umidade e CBM (Figura 17 A).

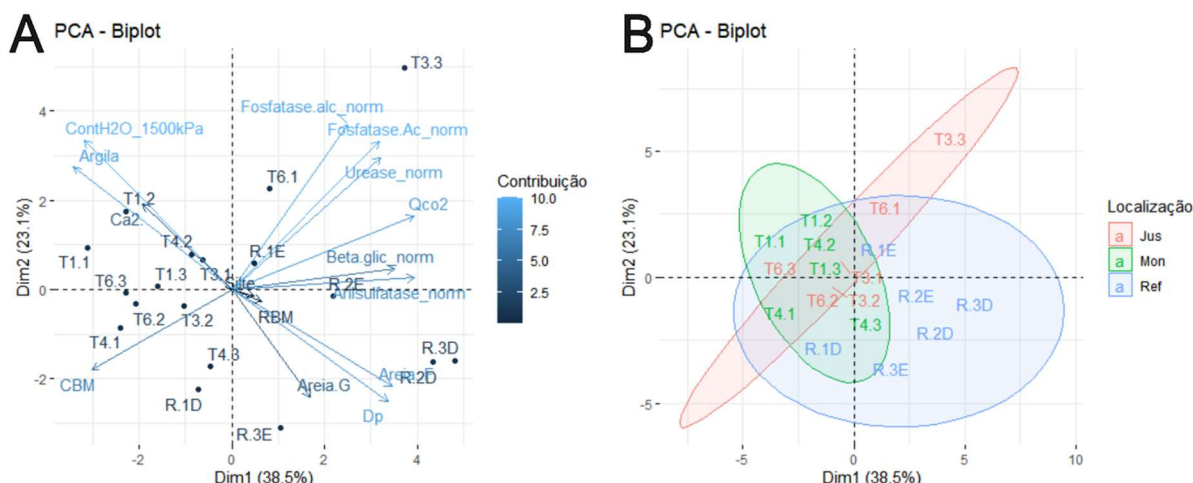


Figura 17 - Análise de componente principal dos dados físico-químicos e microbiológicos das amostras coletadas na área afetada Marco Zero (T1 a T6) e referência (R) em setembro de 2022. A) gráfico plotado com todos os atributos avaliados e B) gráfico plotado evidenciando somente os pontos amostrais, divididos em Jusante (Jus), Montante (Mon) e referência (Ref). D- margem direita e E - margem esquerda. T = transecto, R = referência.

No segundo quadrante, observa-se que a proporção de argila, teor de cálcio trocável e capacidade de retenção de água influenciaram os resultados de amostras da área impactada (montante), enquanto o terceiro quadrante destaca o CBM como variável relevante para amostras das três categorias (montante, jusante e referência) (Figura 17 A e B). O vetor de qCO_2 está na direção oposta do CBM, como esperado, uma vez que um CBM maior denota uma comunidade microbiana maior e por isso mais propensa a estabilidade, o que implica em um qCO_2 menor (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006).

Semelhante ao observado nas amostras de março, as amostras coletadas em setembro também apresentaram sobreposição em todas as áreas, indicando que não houve diferença expressiva nos dados analisados (Figura 17 B). O formato alongado da elipse vermelha (jusante) indica variabilidade dos dados. Esse padrão foi observado nas amostras a jusante coletadas em março (Figura 16B).

3.8. ANÁLISE MULTIVARIADA APLICADA AOS DADOS MICROBIOLÓGICOS

A análise de componentes principais englobando os dados físico-químicos e microbiológicos trouxe informações importantes sobre a área de estudo. A fim de

selecionarmos indicadores microbiológicos a serem aplicados em monitoramento a longo prazo foi aplicada a análise multivariada limitada às variáveis microbiológicas avaliadas (Figura 18).

Para as amostras coletadas em março, período chuvoso, observou-se que os fatores avaliados explicaram 80.4% da variação dos dados e que a maioria das amostras da área impactada foram correlacionadas com o CBM (Figura 18A). Isso é condizente com o avaliado por Santiago *et al.* (2022), que estudaram uma área impactada por mineração em processo de revegetação, tendo CBM como uma das variáveis de interesse, observando que a capacidade metabólica das comunidades microbianas do solo retornou rapidamente, indicando melhoria rápida na condição do solo.

Ao analisar estes dados pelo agrupamento das amostras a montante e a jusante para verificarmos o efeito da distância da barragem rompida na área afetada, observou-se pelas elipses formadas, que as amostras a montante e a jusante ficaram contidas na elipse formada pelas amostras de referências (Figura 18B). Tal resultado foi observado para a análise que avaliou os fatores físico-químicos e microbiológicos juntos (Figura 16 A e B), podendo concluir que as amostras da área afetada e referência também não apresentaram diferença expressiva quando somente os atributos microbiológicos foram avaliados.

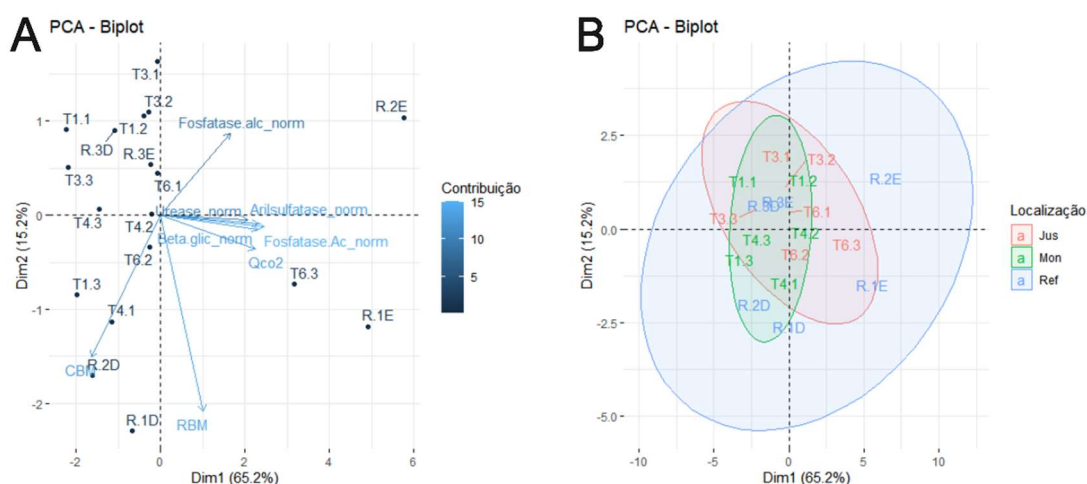


Figura 18 - Análise de componente principal dos dados microbiológicos das amostras coletadas na área afetada Marco Zero (T1 a T6) e referência (R) em março de 2022. A) gráfico plotado com todos os atributos avaliados e B) gráfico plotado evidenciando somente os pontos amostrais, divididos em Jusante (Jus), Montante (Mon) e referência (Ref). D- margem direita e E - margem esquerda. T = transecto, R = referência.

Para os dados microbiológicos das amostras de setembro foi verificado agrupamento similar ao das amostras de março (Figura 18), com a maioria das amostras relacionadas ao CBM (Figura 19A). Isso condiz com os achados de Wang *et al.* (2023), que avaliaram a resposta da atividade microbiana do solo em área de mineração, verificando que o CBM se mostrou sensível a contaminação por metalóides. As amostras a montante e a jusante da barragem não apresentaram diferença expressiva em relação às amostras referência (Figura 19B).

Os resultados destas análises mostraram que o atributo mais relacionado à maioria das amostras coletadas em março e setembro foi o CBM e que as amostras da área afetada, quanto aos atributos microbiológicos, não se diferiram das amostras de referência. Tal resultado evidencia que a área afetada está respondendo positivamente ao longo do tempo às intervenções realizadas na área para reabilitação.

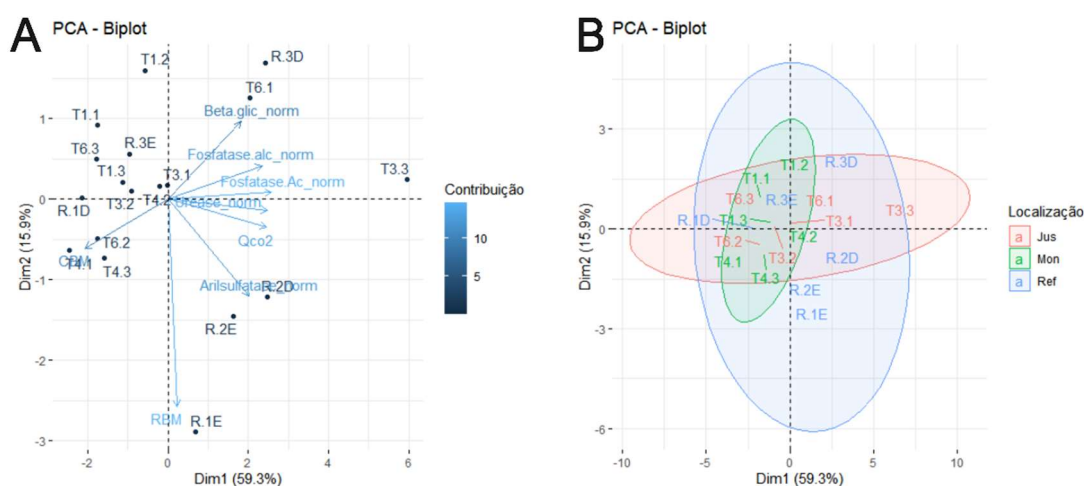


Figura 19 - Análise de componente principal dos dados microbiológicos das amostras coletadas na área afetada Marco Zero (T1 a T6) e referência (R) em setembro de 2022. A) gráfico plotado com todos os atributos avaliados e B) gráfico plotado so com os pontos amostrais em evidência, divididos em Jusante (Jus), Montante (Mon) e referência (Ref). D- margem direita e E - margem esquerda. T = transecto, R = referência.

4. CONCLUSÕES

- A área de estudo foi impactada pelo rompimento da barragem, mas demonstra estar progredindo em sua reabilitação no período avaliado.
- A sazonalidade se mostrou um fator importante na oscilação da atividade microbiana.

- Os pontos à montante se mostraram no geral menos impactados que os pontos à jusante.
- Dos indicadores microbiológicos avaliados, a RBS, CBM, e arilsulfatase se mostraram mais sensíveis às alterações sofridas, podendo ser escolhas adequadas para monitoramento a longo prazo da área.
- Indicadores físico-químicos apresentaram boa performance na PCA, indicando a necessidade de incluí-los no monitoramento.
- O monitoramento da área deve continuar, e estudos futuros se beneficiariam de um período de tempo mais compreensivo e um número maior de amostras.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a CAPES, FAPEMIG e VALE pelo suporte financeiro no desenvolvimento dessa pesquisa. Agradecemos a Vale também, pela bolsa de estudos do primeiro autor desse trabalho, e pelo suporte técnico para a realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry**. San Diego: Academic Press INC, 1995.
- ALKORTA, I. et al. Soil Enzyme Activities as Biological Indicators of Soil Health. **Reviews on Environmental Health**, v. 18, n. 1, 2003. ISSN doi:10.1515/reveh.2003.18.1.65.
- ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient from CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 392-395, 1993.
- ARAÚJO, A. S. F. D.; MONTEIRO, R. T. R. INDICADORES BIOLÓGICOS DE QUALIDADE DO SOLO. **Biosci. J.**, Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007. ISSN <https://seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/6684>.
- ARAÚJO, E. A. et al. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava – PR, 2012. 187-206.
- ASHRAF, M. N.; WAGAS, M. A.; RAHMAN, S. Microbial Metabolic Quotient is a Dynamic Indicator of Soil Health: Trends, Implications, and Perspectives (Review). **Soil Biology**, v. 55, n. 12, p. 1794-1803, 2022. ISSN ISSN 1064-2293.

- BALDRIAN, P. et al. Responses of the extracellular enzyme activities in hardwood forest to soil temperature and seasonality and the potential effects of climate change. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 56, p. 60-68, 2013. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.01.020>.
- BAÑERAS, L. et al. Resilience of microbial communities in Mediterranean soil after induced drought and manipulated UV radiation. **European Journal of Soil Science**, v. 73, n. 1, 2022. ISSN <https://doi.org/10.1111/ejss.13218>.
- BARBHUIYA, A. R. et al. Dynamics of soil microbial biomass, C, N and P in disturbed and undisturbed stands of a tropical wet-evergreen forest. **European Journal of Soil Biology**, v. 40, p. 113-121, 2004. ISSN doi:10.1016/j.ejsobi.2005.02.003.
- BARBOSA, J. Z. et al. Soil enzymatic activity in Brazilian biomes under native vegetation and contrasting cropping and management. **Applied Soil Ecology**, v. 190, 2023. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105014>.
- BARCELLOS, C.; SILVA, D. X. **Nota técnica: Avaliação dos impactos sobre a saúde do desastre da mineração da Vale - Brumadinho**. Observatório de Clima e Saúde, Fundação Oswaldo Cruz. [S.l.], p. 16. 2019.
- BASTIDA, F. et al. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. **Geoderma**, v. 147, p. 159-171, 2008. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007>.
- BATISTA, É. R. et al. Environmental drivers of shifts on microbial traits in sites disturbed by a large-scale tailing dam collapse. **Science of the Total Environment**, v. 738, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139453>.
- BATISTA, E. R. et al. Organic substrate availability and enzyme activity affect microbial-controlled carbon dynamics in areas disturbed by a mining dam failure. **Applied Soil Ecology**, v. 169, 2022. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104169>.
- BELMONTE, S. A. et al. Effect of Long-Term Soil Management on the Mutual Interaction Among Soil Organic Matter, Microbial Activity and Aggregate Stability in a Vineyard. **Pedosphere**, v. 28, n. 2, 2018. ISSN doi:10.1016/S1002-0160(18)60015-3.
- BIGGS, C. R. et al. Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis, v. 11, n. 7, p. 9, July 2020. ISSN 10.1002/ecs2.3184.
- BOYD, S.; MORTLAND, M. Enzyme interactions with clays and clay-organic matter complexes. **Bollag J-M, Stotzky G (eds) Soil Biochemistry**, v. 6, p. 1-28, 1990.
- BRASIL. **Um ano do desastre da Vale - Organização e resposta do Ministério da Saúde - Boletim Epidemiológico**. Ministério da Saúde - Secretaria de Vigilância em Saúde. [S.l.], p. 35. 2020.
- BRIMBLECOMBE, P. The Global Sulfur Cycle. **Treatise on Geochemistry**, p. 559-591, 2014. ISSN DOI: 10.1016/b978-0-08-095975-7.00814-7.
- BROCKETT, B. F. T.; PRESCOTT, C. E.; GRAYSTON, S. J. Soil moisture is the major factor influencing microbial community structure and enzyme activities across seven biogeoclimatic zones in western Canada. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 44, n. 1, p. 9-20, 2012. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.09.003>.

BURNS, R. Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. **Soil Biol Biochem**, v. 14, p. 423-427, 1982.

CAMPOS, H. **Estatística experimental não-paramétrica**. [S.l.]: Departamento de Matemática e Estatística da Escola Superior de Agricultura, 1979.

CARDOSO, E. J. B. N. et al. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, v. 70, n. 4, p. 274-289, August 2013.

CARDOSO, E. J. B. N. et al. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? **Scientia Agricola**, v. 70, n. 4, p. 274-289, 2013.

CARDOSO, E. J. B. N.; ANDREOTE, F. D. **Microbiologia do solo**. 2ª. ed. Piracicaba, São Paulo: ESALQ, 2016.

CHANDER, K. et al. Different sources of heavy metals and their long-term effects on soil microbial properties. **Biol Fertil Soils**, v. 34, p. 241-247, 2001. ISSN DOI 10.1007/s003740100406.

CHEN, H. et al. Controls on soil arylsulfatase activity at a regional scale. **European Journal of Soil Biology**, v. 90, p. 9-14, 2019. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.11.001>.

CONCEIÇÃO, P. C. et al. QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS DE MANEJO AVALIADA PELA DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA E ATRIBUTOS RELACIONADOS. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 29, p. 777-788, 2005. ISSN <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000500013>.

CONDRON, L. et al. The Role of Microbial Communities in the Formation and Decomposition of Soil Organic Matter. In: DIXON, G. R.; TILSTON, E. L. **Soil Microbiology and Sustainable Crop Production**. doi:10.1007/978-90-481-9479-7_4. ed. [S.l.]: Springer, 2010. p. 81-118.

CONG, W.-F.; SURIYAGODA, L. D. B.; LAMBERS, H. Tightening the Phosphorus Cycle through Phosphorus -Efficient Crop Genotypes. **Trends in Plant Science**, v. 25, n. 10, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2020.04.013>.

CUIA, Y. et al. Ecoenzymatic stoichiometry reveals microbial phosphorus limitation decreases the nitrogen cycling potential of soils in semi-arid agricultural systems. **Soil & Tillage Research**, v. 197, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104463>.

D'ANDRÉA, A. F. et al. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do estado de Goiás. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 913-923, 2002.

DEMKOVÁ, L. et al. Activity of the soil enzymes and moss and lichen biomonitoring method for the evaluation of soil and air pollution from tailing pond in Nizná Slaná (Slovakia). **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, jan 2019. 14p.

DUARTE, E. D. S. et al. Atividade de Fosfatase Ácida e Alcalina do Solo de Área Minerada em Diferentes Estágios de Regeneração Ambiental. **XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Natal, 02 a 07 Agosto 2015. 3.

DUARTE, E. S. et al. Atributos microbiológicos do solo de áreas mineradas em recuperação: I - Atividade de urease e arginase. **XX Congresso Latinoamericano y XVI Congreso Peruano de la Ciencia del Suelo**, Cusco, 9-15 Novembro 2014. 1-6.

DUBEY, A. Soil microbiome: a key player for conservation of soil health under changing climate. **Biodiversity and Conservation**, 2019.

EIVAZI, F.; TABATABAI, M. A. Phosphatases in soils. **Soil biology and biochemistry**, 1977. 167-172.

EIVAZI, F.; TABATABAI, M. A. Glucosidases and galactosidases in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, 1988. 601-606.

EMBRAPA. Plantio direto tem potencial para sequestrar carbono na produção de hortaliças. **Embrapa**, 2018. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/34126519/plantio-direto-tem-potencial-para-sequestrar-carbono-na-producao-de-hortaliças>>. Acesso em: 03 jun. 2023.

EVANGELISTA, C. R. et al. Atividade enzimática do solo sob sistema de produção orgânica e convencional na cultura da cana-de-açúcar em Goiás. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 33, n. 4, p. 1251-1262, jul/ago 2012.

EVANGELOU, E.; TSADILAS, C.; GIOURGA, C. Seasonal Variation of Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen as Affected by Land Use in a Mediterranean Agro Ecosystem. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 52, n. 3, p. 222-234, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1854298>.

FEAM. Inventário de barragens, 2020. Disponível em: <<http://www.feam.br/gestao-de-barragens/inventario-de-barragens>>. Acesso em: 12 outubro 2022.

FENG SUN A, C. S. B. M. W. C. D. Y. F. L. D. A. T. E. F. Z. et al. Long-term increase in rainfall decreases soil organic phosphorus decomposition in tropical forests. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 151, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108056>.

FENG, W.; ZOU, X.; SCHAEFER, D. Above- and belowground carbon inputs affect seasonal variations of soil microbial biomass in a subtropical monsoon forest of southwest China. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 41, p. 978-983, 2009. ISSN doi:10.1016/j.soilbio.2008.10.002.

FERNANDES, L. A. et al. **Fósforo e atividade de fosfatase em dois solos sob diferentes condições de uso**. Dissertação de Mestrado Universidade Federal de Lavras. Lavras, p. 11. 1997. (<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/44829/1/FOSFORO-E-ATIVIDADE-DE-FOSFATASE-EM-DOIS-SOLOS.pdf>).

FERNANDES, M. F. et al. Efeito da saturação por bases sobre a atividade de fosfatases em um solo de tabuleiro costeiro cultivado com citros. I. correlações entre a atividade enzimática e as diferentes características do solo alteradas pela calagem. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 22, p. 395-401, 1998. ISSN <https://doi.org/10.1590/S0100-06831998000300004>.

FERRAZ-ALMEIDA, R.; NAVES, E.; MOTA, R. P. D. Soil quality: Enzymatic activity of soil β -glucosidase. **Global Journal of Agricultural Research and Reviews**, v. 3, n. 2, p. 146-150, 2015. ISSN: 2437-1858.

FILIPPELLI, G. M. The Global Phosphorus Cycle. **Reviews in Mineralogy and Geochemistry**, v. 48, n. 1, p. 391-425, 2002. ISSN doi:10.2138/rmg.2002.48.10.

FOWLER, D. et al. The global nitrogen cycle in the twenty-first century. **philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 368, 2013. ISSN <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0164>.

G1. Brumadinho: Lama de barragem volta à tona no Rio Paraopeba após enchentes do início do ano. **G1 Minas Gerais**, 2022. Disponível em: <<https://g1.globo.com/mg/minas-gerais/noticia/2022/01/25/brumadinho-lama-de-barragem-volta-a-tona-no-rio-paraopeba-apos-enchentes-do-inicio-do-ano.ghtml>>. Acesso em: 02 set. 2023.

GALLEGO, S. et al. Microbial diversity and activity assessment in a 100-year-old lead mine. **Journal of Hazardous Materials**, v. 410, 2021. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124618>.

GEISSELER, D.; SCOW, K. M. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms - A review. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 75, p. 54-63, 2014. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.023>.

GHEZZEHEI, T. A. et al. On role of soil water retention characteristic on aerobic microbial respiration. **Biogeosciences**, v. 16, p. 1187-1209, 2019. ISSN <https://doi.org/10.5194/bg-16-1187-2019>.

GHOSH, A. et al. Soil enzymes and microbial elemental stoichiometry as bio-indicators of soil quality in diverse cropping systems and nutrient management practices of Indian Vertisols. **Applied Soil Ecology**, v. 145, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.06.007>.

GONZÁLEZ-MILLE, D. J. et al. Evaluation of the biological activity of soil in a gradient concentration of arsenic and lead in Villa de la Paz, San Luis Potosi, Mexico. In: VÁZQUEZ-LUNA, D.; CUEVAS-DÍAZ, M. D. C. **Soil Contamination and Alternatives for Sustainable Development**. [S.l.]: [s.n.], 2019. Cap. 3, p. 134p.

GRANDY, A. S. et al. The influence of microbial communities, management, and soil texture on soil organic matter chemistry. **Geoderma**, v. 150, p. 278-286, 2009. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.02.007>.

GRIFFITHS, B. S.; PHILIPPOT, L. Insights into the resistance and resilience of the soil microbial community. **FEMS Microbiol Rev**, v. 37, p. 112-129, 2013. ISSN DOI: 10.1111/j.1574-6976.2012.00343.x.

HORWATH, W. Carbon Cycling and Formation of Soil Organic Matter. In: PAUL, E. A. **Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry**. 3ª ISBN 9780125468077 <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-047514-1.50016-0>. ed. [S.l.]: Academic Press, 2007. p. 303-339.

HU, X.-F. et al. Effects of mining wastewater discharges on heavy metal pollution and soil enzyme activity of the paddy fields. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 147, p. 139-150, 2014. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.08.001>.

IGAM. **Informativo diário dos parâmetros de qualidade das águas nos locais monitorados ao longo do Rio Paraopeba, após O Desastre na Barragem B1 no complexo da Mina Córrego Feijão da Mineradora Vale/S.A. de Brumadinho- Minas Gerais**. IGAM. Belo Horizonte, p. 134. 2019.

JENKINSON, D. S.; POWSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, 1976. 209-213.

JOHNSTON, C. A. et al. Carbon Cycling in Soil. **Front Ecol Environ**, v. 2, n. 10, p. 522-528, 2004. ISSN DOI: 10.1890/1540-9295(2004)002[0522:ccis]2.0.co;2.

KANDELER, E.; GERBER, H. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. **Biology and fertility of Soils**, v. 6, p. 68-72, 1988.

KARACA et al. Effects of Heavy Metals on Soil Enzyme Activities. In: Soil Heavy Metals. **Soil Biology**, Berlin, v. 19, 2010. ISSN https://doi.org/10.1007/978-3-642-02436-8_11.

KARACA, A. et al. Soil Enzymes as Indication of Soil Quality. In: _____ **Soil Biology**. [S.l.]: doi:10.1007/978-3-642-14225-3_7, 2010. Cap. 7, p. 119-148.

KHAN ACADEMY. Ciclos biogeoquímicos. **Khan Academy**. Disponível em: <<https://pt.khanacademy.org/science/biology/ecology/biogeochemical-cycles/a/introduction-to-biogeochemical-cycles>>. Acesso em: 03 jun. 2023.

KHAN, S. et al. Soil enzymatic activities and microbial community structure with different application rates of Cd and Pb. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, n. 7, p. 834-840, 2007. ISSN [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(07\)60139-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(07)60139-9).

KIVENTERÄ, J. et al. Mine tailings as a raw material in alkali activation: A review. **International Journal of Minerals, Metallurgy and Materials**, v. 27, n. 8, p. 1009, August 2020. ISSN <https://doi.org/10.1007/s12613-020-2129-6>.

KOÇAK, B. Importance of urease activity in soil. **V. Uluslararası Bilimsel ve Mesleki Çalışmalar Kongresi – Science and Health**, Turkey, 12-15 December 2020. 11.

KOSSOFF, D. et al. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. **Applied Geochemistry**, v. 51, p. 229-245, 2014. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.09.010>.

KOTROCZÓ, Z. et al. Soil enzyme activity in response to long-term organic matter manipulation. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 70, p. 327-243, 2014. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.028>.

KRAJEWSKA, B. Ureases I. Functional, catalytic and kinetic properties: A review. **Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic**, 2009. 9-21.

- KUMAR, B. M. Mining waste contaminated lands: an uphill battle for improving crop productivity. **Journal of Degraded and Mining Lands Management**, v. 1, n. 1, October 2013. ISSN: 2339-076X.
- LADD, J.; BUTLER, J. Humus-enzyme systems and synthetic organic polymer-enzyme analogs. **McLaren AD, Paul EA (eds) Soil Biochemistry**, v. 5, p. 143-194, 1975.
- LAL, R. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. **Science**, v. 304, n. 5677, p. 1623-1629, 2004. ISSN DOI: 10.1126/science.1097396.
- LAL, R. Spoil organic matter and water retention. **Agronomy Journal**, 2020. ISSN doi:10.1002/agj2.20282.
- LAYNE, D. R. The Importance of Nitrogen. **The American Fruit Grower**, p. 70, March 2006. ISSN <https://www.clemson.edu/extension/peach/commercial/fertilization/importance-of-nitrogen.html#:~:text=Nitrogen%20is%20an%20essential%20nutrient,as%20either%20ammonium%20or%20nitrate>.
- LEE, S.-H. et al. Use of soil enzymes as indicators for contaminated soil monitoring and sustainable management. **Sustainability**, v. 12, p. 8209-8223, 2020. ISSN doi:10.3390/su12198209.
- LEE, S.-H. et al. Use of Soil Enzymes as Indicators for Contaminated Soil Monitoring and Sustainable Management. **Sustainability**, v. 12, 2020. ISSN <http://dx.doi.org/10.3390/su12198209>.
- LI, H. et al. Relationships between microbial activity, enzyme activities and metal(oid) form in NiCu tailings area. **Science of the Total Environment**, v. 812, 2022. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152326>.
- LI, Q. et al. Effects of Pb, Cd, Zn, and Cu on soil enzyme activity and soil properties related to agricultural land-use practices in Karst area contaminated by Pb-Zn tailings. **Pol. J. Environ. Stud.**, v. 27, n. 6, p. 2623-2632, jun 2018. ISSN DOI: 10.15244/pjoes/81213.
- LI, X. et al. Optimization of combined phytoremediation for heavy metal contaminated mine tailings by a field-scale orthogonal experiment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 168, p. 1-8, 2019. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.012>.
- LIMA, H. S. et al. Structure and putative function of a soil microbial community impacted by the deposition of tailings and subsequent revegetation after the rupture of the Fundao Dam. **Land Degrad. Dev.**, v. 33, p. 1235-1248, 2022. ISSN DOI: 10.1002/ldr.4215.
- LIU, K. et al. Heavy Metal concentration, potential ecological risk assessment and enzyme activity in soils affected by a lead-zinc tailing spill in Guangxi, China. **Chemosphere**, v. 251, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1080/10934529.2019.1567158>.
- LIU, K. et al. Heavy metal concentration, potential ecological risk assessment and enzyme activity in soils affected by a lead-zinc tailing spill in Guangxi, China. **Chemosphere**, v. 251, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126415>.

- LIU, Y. et al. The long-term effects of reforestation on soil microbial biomass carbon in sub-tropic severe red soil degradation areas. **Forest Ecology and Management**, v. 285, p. 77-84, 2012. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.08.019>.
- LUCHETA, A. R.; LAMBAIS, M. R. Sulfur in Agriculture. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 5, p. 1369-1379, 2012. ISSN <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000500001>.
- LUO, Y.; ZHOU, X. CHAPTER 5 - Controlling Factors. In: LUO, Y.; ZHOU, X. **Soil Respiration and the Environment**. 1^a. ed. [S.l.]: Academic Press, 2006. Cap. 5, p. 79-105.
- LUOA, G. et al. Soil Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Cycling Microbial Populations and Their Resistance to Global Change Depend on Soil C:N:P Stoichiometry. **American Society for Microbiology - Applied and Environmental Science**, v. 5, n. 3, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1128/msystems.00162-20>.
- MARTÍNEZ-TOLEDO, Á. et al. Evaluation os enzyme activities in long-term polluted soils with mine tailing deposits of San Luis Potosí, México. **J Soils Sediments**, v. 17, p. 364-375, 2017. ISSN DOI 10.1007/s11368-016-1529-8.
- MATCZUK, D.; SICZEK, A. Effectiveness of the use of urease inhibitors in agriculture: A review. **International Agrophysics**, v. 35, p. 197-208, 2021. ISSN doi: 10.31545/intagr/139714.
- MATSUOKA, M.; MENDES, I. C.; LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 425-433, 2003.
- MCCAULEY, A. C. J. J. J. Soil pH and organic matter. In: MCCAULEY, A.; JONES, C.; JACOBSEN, J. **Nutrient management**. [S.l.]: [s.n.], 2009. Cap. 8.2, p. 1-12.
- MCLAREN, A.; RESHETKO, L.; HUBER, W. Sterilization of soil by irradiation with an electron beam, and some observations on soil enzyme activity. **Soil Sci**, v. 83, p. 497-502, 1957.
- MERINO, C.; GODOY, R.; MATUS, F. Soil enzymes and biological activity at different levels of organic matter stability. **Journal of soil science and plant nutrition**, v. 16, n. 1, 2016. ISSN <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162016005000002>.
- METCALFE, A. et al. Molecular analysis of a bacterial chitinolytic community in an upland pasture. **Appl Environ Microbiol**, v. 68, p. 5042-5050, 2002.
- MILNE, R. M.; HAYNES, R. J. Soil organic matter, microbial properties, and aggregate stability under annual and perennial pastures. **Biology and Fertility of Soils**, v. 39, p. 172-178, 2004. ISSN <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0698-y>.
- MILOSAVLJEVIC, J. S. et al. Soil enzyme activities under the impact of long-term pollution from mining-metallurgical copper production. **European Journal of Soil Biology**, v. 101, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2020.103232>.
- MINNEHAN, C. Microbial Activity in Dry Soils. **Eos**, 2015. Disponível em: <<https://eos.org/research-spotlights/microbial-activity-dry-soils>>. Acesso em: 08 set. 2023.

MOOSHAMMER, M. et al. Stoichiometric controls of nitrogen and phosphorus cycling in decomposing beech leaf litter. **Ecology**, v. 93, n. 4, p. 770-782, 2012. ISSN <https://doi.org/10.1890/11-0721.1>.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2^a. ed. Lavras: UFLA, 2006.

MOURA, J. A. et al. Respiração basal e relação de estratificação em solo cultivado com citros e tratado com resíduos orgânicos no estado de Sergipe. **Semina: Ciências Agrárias, Londrina**, Londrina, v. 36, n. 2, p. 731-746, mar./abr. 2015. ISSN DOI: 10.5433/1679-0359.2015v36n2p731.

MUÑOZ-ROJAS, M. et al. Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degrade semiarid ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 24, p. 543-552, 2016. ISSN doi:10.1111/rec.12368.

NAHAS, E.; CENTURION, J. F.; ASSIS, L. C. Efeito das características químicas dos solos sob os microrganismos solubilizadores de fosfatos e produtores de fosfatases. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 18, n. 1, p. 43-48, 1994.

NANNIPIERI, P.; TRASAR-CEPEDA, C.; DICK, R. P. Soil enzyme activity: a brief history and biochemistry as a basis for appropriate interpretations and meta-analysis. **Biol Fertil Soils**, v. 54, p. 11-19, 2018. ISSN DOI 10.1007/s00374-017-1245-6.

NEINA, D. The Role of Soil pH in Plant Nutrition and Soil Remediation. **Hindawi**, 2019. ISSN <https://doi.org/10.1155/2019/5794869>.

OBERSON, A. et al. Microbiological processes in soil organic phosphorus transformation in conventional and biological cropping systems. **Biol fertil Soils**, v. 21, p. 138-148, 1996. ISSN <https://doi.org/10.1007/BF00335925>.

ONWUKA, B.; MANG, B. Effects of soil temperature on some soil properties and plant growth. **Adv Plants Agric Res.**, v. 8, n. 1, p. 34-37, 2018. ISSN DOI: 10.15406/apar.2018.08.00288.

PANCHOLY, S.; LYND, J. Quantitative fluorescence analysis of soil lipase activity. **Soil Biol Biochem**, v. 4, p. 257-259, 1972.

PASSARINHO, N. **BBC News Brasil**, 2019. Disponível em: <<https://www.bbc.com/portuguese/brasil-47034499>>. Acesso em: 12 outubro 2022.

PAZ-FERREIRO, J.; FU, S. Biological indices for soil quality evaluation: Perspectives and limitations. **Land Degradation & Development**, v. 27, p. 14-25, 2016. ISSN DOI: 10.1002/ldr.2262.

PEREIRA, L. F.; CRUZ, G. D. B.; GUIMARÃES, R. M. F. Impactos do rompimento da barragem de rejeitos de Brumadinho, Brasil: uma análise baseada nas mudanças de cobertura da terra. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 4, n. 2, 2019. ISSN DOI: <https://doi.org/10.24221/jeap.4.2.2019.2373.122-129>.

PHILIPPOT, L.; GRIFFITHS, B. S.; LANGENHEDER, S. Microbial Community Resilience across Ecosystems and Multiple Disturbances. **American Society for Microbiology -**

Microbiology and Molecular Biology Reviews, v. 85, n. 2, 2021. ISSN <https://doi.org/10.1128/MMBR.00026-20>.

PHILLIPS, C. L. et al. The value of soil respiration measurements for interpreting and modeling terrestrial carbon cycling. **Plant Soil**, v. 413, p. 1-25, 2017. ISSN DOI 10.1007/s11104-016-3084-x.

PIMENTEL, J. P. . P. E. A. . G. L. . C. D. D. . F. F. F. **Microbiologia de um solo construído em área de mineração de carvão após 11 anos de revegetação com Poaceas**. V Congresso Brasileiro de Carvão Mineral. Criciúma - SC - Brasil: [s.n.]. 2017. p. 7.

POWLSON, D. S. Understanding the soil nitrogen cycle. **Soil Use and Management**, v. 9, n. 3, p. 86-94, 1993. ISSN doi:10.1111/j.1475-2743.1993.tb00935.x.

PULROLNIK, K. **Transformações do Carbono no Solo**. 1ª. ed. Planaltina, DF: Empraba Cerrados, 2009.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. **R Core Team**, 2021. Disponível em: <<https://www.rproject.org/>>. Acesso em: 08 set. 2023.

RAMOS, R. F. Fatores que afetam a atividade das enzimas no solo. **Elevagro**, 2022. Disponível em: <<https://elevagro.com/conteudos/materiais-tecnicos/enzimas-solo>>. Acesso em: 30 abr. 2023.

RATH, K. M.; ROUSK, J. Salt effects on the soil microbial decomposer community and their role in organic carbon cycling: A review. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 81, p. 108-123, 2015. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.11.001>.

RAWLS, W. J. et al. Effect of soil organic carbon on soil water retention. **Geoderma**, v. 116, p. 61-76, 2003. ISSN doi:10.1016/S0016-7061(03)00094-6.

RODRIGUES, R. N. et al. Soil enzymatic activity under coffee cultivation with different water regimes associated to liming and intercropped brachiaria. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 52, n. 3, 2022.

ROJO, M. J.; CARCEDO, S. G.; MATEOS, M. P. Distribution and characterization of phosphatase and organic phosphorus in soil fractions. **Soil Biol. Biochem.**, v. 22, n. 2, p. 169-174, 1990. ISSN [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90082-B](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90082-B).

ROMERO-FREIRE, A. et al. Is soil basal respiration a good indicator of soil pollution? **Geoderma**, v. 263, p. 132-139, 2016. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.006>.

SAMANTHA FOWLER, R. R. J. W. Biogeochemical Cycles. **OpenStax**, 2013. Disponível em: <<https://openstax.org/books/concepts-biology/pages/20-2-biogeochemical-cycles>>. Acesso em: 03 jun. 2023.

SANTIAGO, F. L. D. A. et al. Revegetation of mined areas influences the physiological profile of bacterial communities and improves the biochemical functions of soil. **Pedobiologia - Journal of Soil Ecology**, v. 90, 2022. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2022.150793>.

SANTOS, A. T. D.; VELHO, A. E.; FREITAS, T. S. D. Ciclo do nitrogênio e suas reações. **ILSA**, 2020. Disponível em: <<https://ilsabrasil.com.br/ciclo-do-nitrogenio-e-suas-reacoes/>>. Acesso em: 03 jun. 2023.

SARDANS, J.; PEÑUELAS, J. Drought decreases soil enzyme activity in a Mediterranean Quercus ilex L. forest. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 37, p. 455-461, 2005. ISSN doi:10.1016/j.soilbio.2004.08.004.

SARDANS, J.; PEÑUELAS, J. Soil Enzyme Activity in a Mediterranean Forest after Six Years of Drought. **Soil Science Society of America Journal**, v. 74, n. 3, p. 838-851, 2010. ISSN <https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0225>.

SARMANHO, L. C. C. **Monitoramento da atividade da B-Glicosidase e do Carbono da Biomassa Microbiana de um latossolo vermelho amarelo de cerrado sob plantio direto e convencional**. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Ciências Naturais, Faculdade UnB Planaltina). [S.l.]. 2015.

SCHERER, H. W. Sulphur in crop production - invited paper. **European Journal of Agronomy**, v. 14, p. 81-111, 2001. ISSN [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00082-4](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00082-4).

SCHNEIDER, K. D. et al. Options for Improved Phosphorus Cycling and Use in Agriculture at the Field and Regional Scales. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, n. 5, p. 1247-1264, 2019. ISSN <https://doi.org/10.2134/jeq2019.02.0070>.

SENA, A. Ciclo do Fósforo. **Educa+ Brasil**, 2021. Disponível em: <<https://www.educamaisbrasil.com.br/enem/biologia/ciclo-do-fosforo>>. Acesso em: 03 jun. 2023.

SER. **The SER International Primer on Ecological Restoration - Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (Version 2: October 2004)**. Society for Ecological Restoration. [S.l.], p. 15. 2004. (https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf).

SIEGEL, S. **Estatística Não-Paramétrica para as Ciências do Comportamento**. [S.l.]: McGraw-Hill, 1956.

SIEGEL, S.; CASTELLAN JR, N. J. **Estatística não-paramétrica para ciências do comportamento**. [S.l.]: Artmed, 2006.

SILVA, A. O. et al. Soil microbiological attributes indicate recovery of an iron mining area and of the biological quality of adjacent phytophysionomies. **Ecological indicators**, v. 93, p. 142-151, 2018. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.073>.

SILVA, A. O. et al. Chemical, physical, and biological attributes in soils affected by deposition of iron ore tailings from the Fundão Dam failure. **Environ. Monit. Assess.**, v. 193, p. 1-18, 2021. ISSN <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09234-4>.

SILVA, M. A. D. Sobreposição de riscos e impactos no desastre da Vale em Brumadinho. **Ciência e Cultura**, São Paulo, Abril 2020. 21-28.

SILVEIRA, A. P. D. D.; FREITAS, S. D. S. **Microbiota do Solo e Qualidade Ambiental**. Campinas (SP): Instituto Agrônomo Campinas, 2007.

SIMON, T. The Influence of Long-term Organic and Mineral Fertilization on Soil Organic Matter. **Soil & Water Research**, v. 3, n. 2, p. 41-51, 2008.

SKUJINS, J. Enzymes in soil. **McLaren AD, Peterson GH (eds) Soil Biochemistry**, v. 1, p. 371-414, 1967.

SMITH, P. et al. Biochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. **European Geosciences Union**, v. 1, n. 2, p. 665-685, 2015. ISSN DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-1-665-2015>.

SOARES, E. A. C. et al. Alterações na Atividade das Enzimas Fosfatases Ácidas e Alcalinas, em Solo Cultivado com Milheto Adubado com Fosfatos e Inoculado com Microrganismos Solubilizadores. **XXIX Congresso Nacional de Milho e Sorgo**, Águas de Lindóia, 26 a 30 Agosto 2012. 1-8.

SOBUCKI, L. Enzimas do solo e a ciclagem de nutrientes: uma visão geral. **Elevagro**, 2022. Disponível em: <<https://elevagro.com/conteudos/materiais-tecnicos/enzimas-do-solo-e-ciclagem-de-nutrientes>>. Acesso em: 12 outubro 2022.

SOBUCKI, L. et al. Contribution of enzymes to soil quality and the evolution of research in Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 45, 2021. ISSN <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20210109>.

SONI, V. D. A. P. A review on the role of soil microbial biomass in eco-restoration of degradedecosystem with special reference to mining areas. **Journal of Applied and Natural Science** , v. 3, n. 1, p. 151-158, 2011. ISSN ISSN : 0974-9411.

SPOHN, M. et al. Microbial carbon use efficiency and biomass turnover times depending on soil depth - Implications for carbon cycling. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 96, p. 74-81, 2016. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.01.016>.

STARK, C. H. et al. Differences in soil enzyme activities, microbial community structure and short-term nitrogen mineralisation resulting from farm management history and organic matter amendments. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 40, p. 1352-1363, 2008. ISSN doi:10.1016/j.soilbio.2007.09.025.

SUGIHARA, S.; FUNAKAWA, S.; KOSAKI, T. In situshort-term carbon and nitrogen dynamics in relation tomicrobial dynamics after a simulated rainfall in croplands ofdifferent soil texture in Thailand. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 56, p. 813-823, 2010. ISSN doi: 10.1111/j.1747-0765.2010.00516.x.

TABATABAI, M. A. Soil Enzymes. In: BOTTOMLEY, P. S., et al. **Methods of Soil Analysis: Part 2- Microbiological and Biochemical Properties**. doi:10.2136/sssabookser5.2.c37. ed. [S.l.]: [s.n.], 1994. Cap. 37, p. 775-833.

TABATABAI, M. A. Soil Enzymes. **Soil Science Society of America**, Madison, 1994. 778-835.

TABATABAI, M. A.; BREMNER, J. M. Arylsulfatase activity of soils. **Soil Science Society of America Journal**, 1970. 225-229.

TABATABAI, M.; BREMNER, J. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. **Soil Biol Biochem**, v. 1, p. 301-307, 1969.

TARRASON, D. et al. Effects of Different Types of Sludge on Soil Microbial Properties: A Field Experiment on Degraded Mediterranean Soils. **Pedosphere**, v. 20, n. 6, p. 681-691, 2010. ISSN 1002-0160.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2ª. ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995.

TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. [S.l.]: Embrapa solos, 2017.

TONG, J. et al. Endophytic fungi and soil microbial community characteristics over different years of phytoremediation in a copper tailings dam of Shanxi, China. **Science of Total Environment**, v. 574, p. 881-888, 2017. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.161>.

USDA. Soil Quality Indicators. **USDA Natural Resources Conservation Service**, October 2010. 2.

VALE. Vale lança projeto piloto de recuperação ambiental de área impactada, 2020. Disponível em: <http://www.vale.com/brasil/PT/aboutvale/news/Paginas/Vale-lanca-projeto-piloto-de-recuperacao-ambiental-de-area-impactada.aspx>. Acesso em: 12 outubro 2022.

VASCONCELOS, A. L. S. D. **Soil microbiological aspects upon the Fundão disaster**. Piracicaba : Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, University of São Paulo. Doctoral Thesis in Solos e Nutrição de Plantas. Piracicaba. 2021. (doi:10.11606/T.11.2021.tde-11052022-161255).

VERGILIO, C. D. S.; LACERDA, D.; OLIVEIRA, B. C. V. D. Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). **Sci Rep**, n. 10, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62700-w>.

WANG, A. et al. Response of soil microbial activities and ammonia oxidation potential to environmental factors in a typical antimony mining area. **Journal of Environmental Sciences**, v. 127, p. 767-779, 2023. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.07.003>.

WANG, P. et al. Leaching of heavy metals from abandoned mine tailings brought by precipitation and the associated environmental impact. **Science of the Total Environment**, v. 695, December 2019. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133893>.

WANG, R.-H. et al. Characteristics of Soil Physicochemical Properties and Enzyme Activities over Different Reclaimed Years in a Copper Tailings Dam. **Environmental Science**, v. 39, n. 7, Jul. 2018. ISSN DOI: 10.13227 /j.hjx.201711031.

WANG, Y. et al. The influence of soil heavy metals pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 67, p. 75-81, 2007. ISSN doi:10.1016/j.ecoenv.2006.03.007.

WOODS, A. The destruction of chlorophyll by oxidizing enzymes. **Zentralbl Bakteriol Parasitenkd Abt**, v. 2, n. 5, p. 745-754, 1899.

XIAO, N.; HUANG, J. J.; MULLIGAN, C. N. The dynamics of soil microbial community structure and nitrogen metabolism influenced by agriculture practices and rainfall. **Applied Soil Ecology**, v. 172, 2022. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104351>.

XU, Z. et al. Divergence of dominant factors in soil microbial communities and functions in forest ecosystems along a climatic gradient. **Biogeosciences**, v. 15, p. 1217-1228, 2018. ISSN <https://doi.org/10.5194/bg-15-1217-2018>.

YU, H. et al. Analysis of the spatial relationship between heavy metals in soil and human activities based on landscape geochemical interpretation. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 146, p. 136-148, November 2014. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.08.010>.

YUAN, W. et al. Relationship Between Vegetation Restoration and Soil Microbial Characteristics in Degraded Karst Regions: A Case Study. **Pedosphere**, v. 21, n. 1, p. 132-138, 2011. ISSN 1002-0160.

ZHANG, Q.; WANG, C. Natural and Human factors Affect the Distribution of Soil Heavy Metal Pollution: a Review. **Water Air Soil Pollut**, v. 231, n. 350, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04728-2>.

ZHAO, X. et al. Effects of soil heavy metal pollution on microbial activities and community diversity in different land use types in mining areas. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 20215-20226, 2020. ISSN <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08538-1>.

ŽIFČÁKOVÁ, L.; VETROVSKY, T.; HOWE, A. Microbial activity in forest soil reflects the changes in ecosystem properties between summer and winter. **Environmental Microbiology**, v. 18, n. 1, p. 288-301, 2015. ISSN [doi:10.1111/1462-2920.13026](https://doi.org/10.1111/1462-2920.13026).

ANEXO 1 – RELATÓRIO DE ESTATÍSTICA LAPEA



LAPEA

Laboratório de Análises e Pesquisas
em Estatística Aplicada

Relatório Final

Identificação de métodos estatísticos e assessoria para a análise de dados em áreas degradadas

Prof. Dr. Luiz Alexandre Peternelli
Laboratório: LAPEA
Departamento de Estatística
Universidade Federal de Viçosa

Viçosa - MG
Setembro de 2023



Sumário

OBJETIVO	3
QUESTIONAMENTOS	3
RESULTADOS OBTIDOS	3
Dados de março	3
Análises exploratórias uni e bivariadas	3
Avaliação do impacto das ações de geoengenharia na microbiota do solo	6
Avaliação do impacto dos rejeitos na microbiota do solo	15
Avaliação das inter-relações dos dados físico-químicos e biológicos	16
Dados de setembro	27
Análises exploratórias uni e bivariadas	27
Avaliação do impacto das ações de geoengenharia na microbiota do solo	30
Avaliação do impacto dos rejeitos na microbiota do solo	39
Avaliação das inter-relações dos dados físico-químicos e biológicos	40
CONSIDERAÇÕES FINAIS	51
REFERÊNCIAS	51



OBJETIVO

Avaliar o progresso de recuperação de áreas afetadas pelos rejeitos de mineração em Brumadinho, através de comparações com áreas de referência. Em especial, tentar responder às questões apresentadas na reunião do dia 02/03/2023.

QUESTIONAMENTOS

1. Impacto das ações de geoengenharia na microbiota do solo
2. Impacto dos rejeitos na microbiota do solo:
 - Montante vs Referência
 - Jusante vs Referência
3. Inter-relações entre os dados físico-químicos e biológicos

RESULTADOS OBTIDOS

Dados de março

Análises exploratórias uni e bivariadas

Foi realizada uma análise exploratória dos dados, como uma análise descritiva e análise de correlação entre as variáveis, com o intuito de resumir, sumarizar e entender o comportamento dos dados. Somente assim, podemos partir para as análises. De início, apresentamos uma forma de demonstrar a correlação entre os dados biológicos. Salientamos que existem outros gráficos possíveis para esse caso, como apenas o heatmap sem os valores das correlações. Caso exista a necessidade por parte da cliente, podemos modificar a forma de apresentação.

Análise descritiva

Realizamos uma análise descritiva dos dados contendo a média, máximo, mínimo, desvio padrão, variância, coeficiente de variação, curtose e assimetria.

Variável	média	mínimo	máximo	desvio-padrão	variância	CV	curtos e	assimetria
Fosfatase.Ac	457,271	98,3173	1081,15	275,8613	76099,45	60,3277	-0,51	0,77
Fosfatase.Alc	173,753	60,7434	412,8847	94,6308	8954,99	54,4628	0,36	1,05

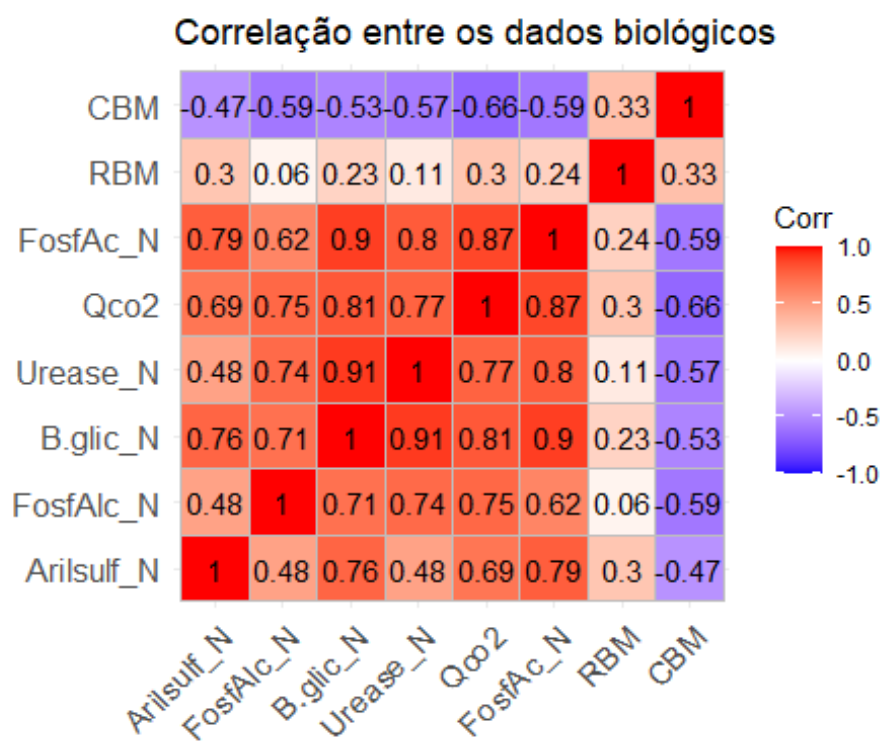


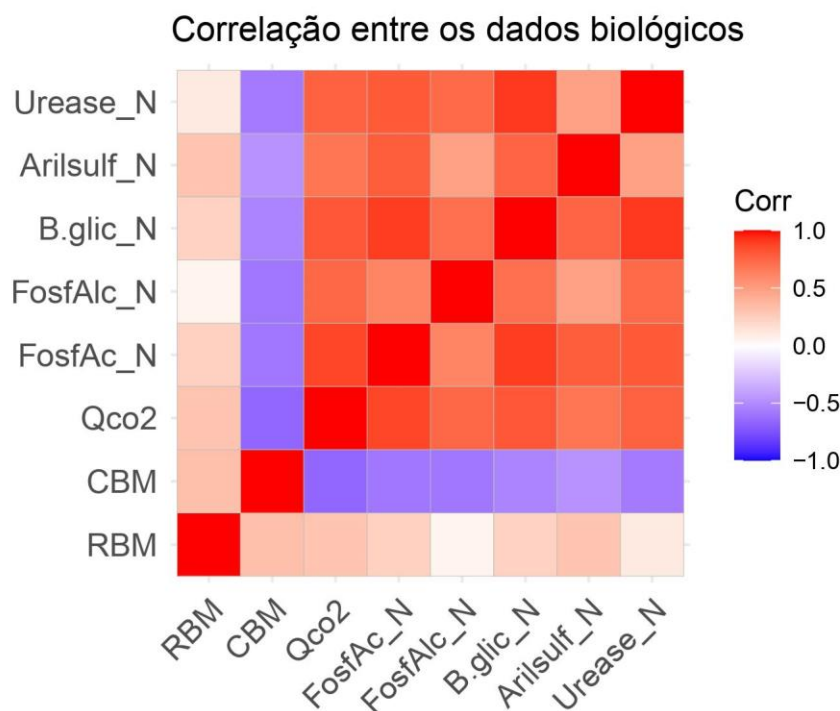
Beta.glic	93,4409	24,1095	197,9285	56,8949	3237,03	60,8886	-1	0,6
Arilsulfatase	31,7242	0	87,4752	24,264	588,74	76,484	-0,11	0,85
Urease	3,3393	0,6851	7,8903	1,9639	3,86	58,8105	-0,27	0,75
RBM	15,5589	5,3472	27,1181	5,8757	34,52	37,7642	-0,98	0,38
CBM	166,6602	28,284	426,4232	99,4662	9893,52	59,682	-0,1	0,76
Qco2	0,1387	0,0263	0,4707	0,1196	0,01	86,2844	1,12	1,53
Areia.G	0,1368	0,006	0,342	0,0935	0,01	68,3816	-0,28	0,87
Areia..F	0,226	0,047	0,61	0,143	0,02	63,2651	0,46	1,11
Silte	0,3192	0,145	0,506	0,1045	0,01	32,7473	-0,96	0,35
Argila	0,3181	0,109	0,648	0,1506	0,02	47,3552	-0,7	0,54
Ds	1,8126	0,9778	2,754	0,4418	0,2	24,3764	-0,42	0,36
Dp	2,8849	1,6993	4,1783	0,4727	0,22	16,3841	2	0,62
Pt	0,3626	-0,0356	0,6629	0,1571	0,02	43,3314	0,05	-0,29
ContH2O_10kPa	0,2841	0,062	0,419	0,0915	0,01	32,1988	-0,37	-0,33
ContH2O_1500kPa	0,1187	0,0125	0,1927	0,046	0	38,7283	-0,72	-0,38
pH_H2O	6,3404	5,3	7,28	0,5362	0,29	8,457 178,172	-0,63	-0,39
P	31,1333	1,2	213,4	55,4712	3077,05	9	3,12	2,02
K	70,5	34	136	24,8071	615,39	35,1873	0,08	0,6
Ca2.	3,2696	1,08	7,41	1,5733	2,48	48,1188	0,71	1,05
Mg2.	1,0346	0,31	1,93	0,4268	0,18	41,2502	-0,31	0,64
H.Al	1,9292	0	5	1,3672	1,87	70,8676	-0,89	0,57
SB	4,4842	1,54	8,86	1,8929	3,58	42,2134	-0,26	0,68
t	4,49	1,64	8,86	1,8844	3,55	41,9684	-0,25	0,7
T2	6,4092	2,44	12,6	2,4312	5,91	37,9328	-0,03	0,66
V	70,975	31,2	102,6	16,905	285,78	23,8182	-0,23	-0,34
MO	1,8896	0,52	5,24	1,2356	1,53	65,3923	1,06	1,35
P_rem	23,525	12,2	42,3	8,2224	67,61	34,9518	-0,46	0,72
Cu	3,5179	0,17	10,22	2,123	4,51	60,3486	1,91	1,13
Mn	229,4583	76,4	502,5	99,0995	9820,7	43,1884	0,38	0,64
Fe	212,9083	6,9	655,5	200,6037	40241,84	94,2207 118,315	-0,23	1,03
Zn	9,46	1,05	41,88	11,1927	125,28	8	1,89	1,78
Cd	1,6894	0,2663	3,3914	0,8737	0,76	51,7143	-0,99	0,02
Co	11,0918	2,7945	32,9614	6,6043	43,62	59,5422	2,66	1,44
Cr	47,3435	8,8927	84,8152	24,2053	585,9	51,127	-1,31	-0,22
Pb	19,145	8,1727	38,5954	6,6409	44,1	34,6874	0,99	0,73
Ni	17,0995	5,7763	29,6729	6,6871	44,72	39,1068	-1,13	-0,18
S	114,1683	0	286,4357	66,6411	4441,04	58,371	0,2	0,63
P.1	342,2835	92,0651	1329,8905	296,0458	87643,1 1902291,9	86,4914	2,94	1,78
Mg	1397,3196	286,2711	6596,5113	1379,236	2	98,7058	6,14	2,44
B	38,62	12,6509	60,7005	13,5197	182,78	35,0069	-1,08	-0,35
Zn.1	33,502	6,6835	73,6311	17,2566	297,79	51,5093	-0,6	0,47



Fe.1	113107,698	68775,2038	138852,015	20887,9797	436307696	18,4673	-0,73	-0,69
Al	32294,297	11589,6102	59675,4376	15035,1259	226055010	46,5566	-1,32	0,34
Mn.1	2627,4522	788,5061	5603,6027	1551,4736	2407070,18	59,0486	-1,16	0,54
Fosfatase.Ac_norm	3,98	0,5288	13,406	3,6923	13,63	92,7718	0,65	1,39
Fosfatase.alc_norm	1,4122	0,3267	4,4616	1,0984	1,21	77,7741	0,81	1,36
Beta.glic_norm	0,7639	0,1297	2,5339	0,6682	0,45	87,4706	0,53	1,35
Arilsulfatase_norm	0,3028	0	1,6172	0,4219	0,18	139,3377	3,37	2,11
Urease_norm	0,0295	0,0031	0,1082	0,0289	0	98,1257	0,96	1,52

Gráfico de correlação entre dados biológicos





Podemos destacar as que os dados mais fortemente correlacionados são Beta Glicosidase e Urease (positivamente correlacionados) e QCO2 e CBM (negativamente correlacionados).

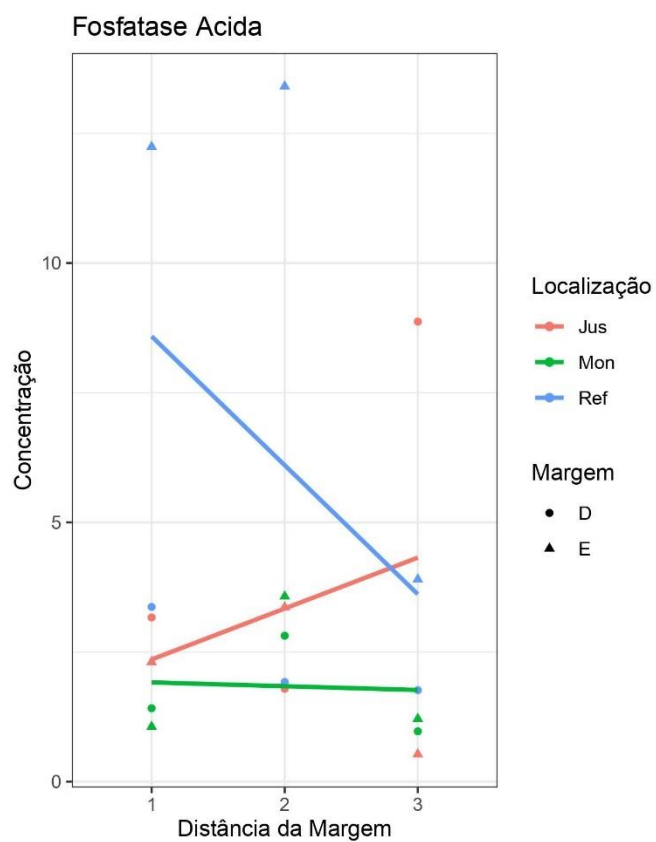
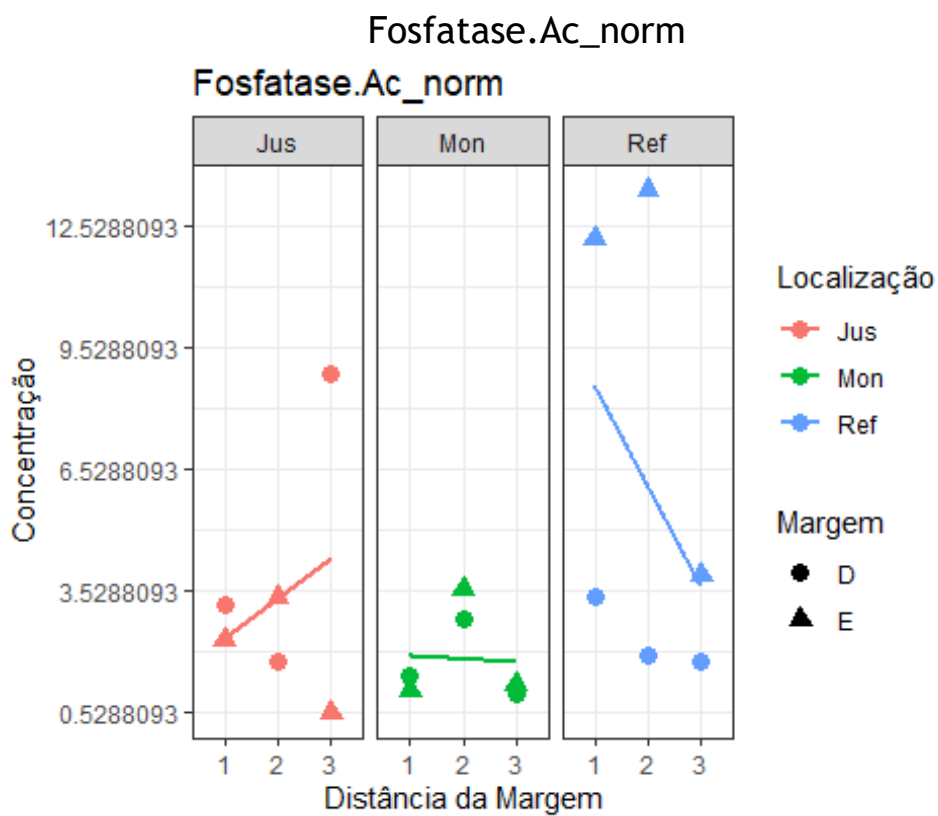
Avaliação do impacto das ações de geoengenharia na microbiota do solo

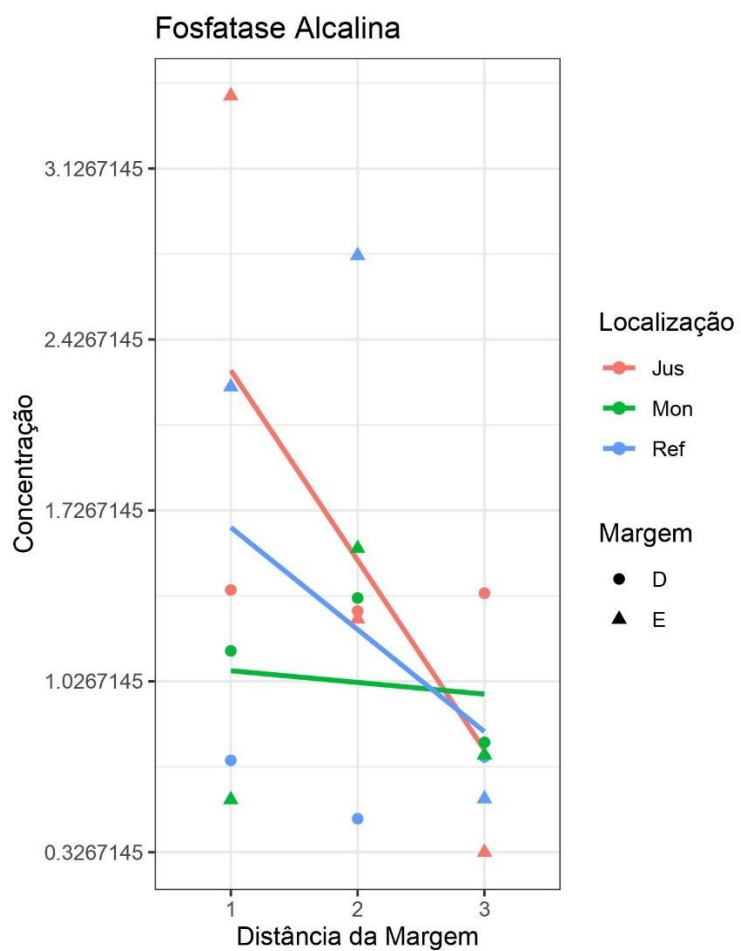
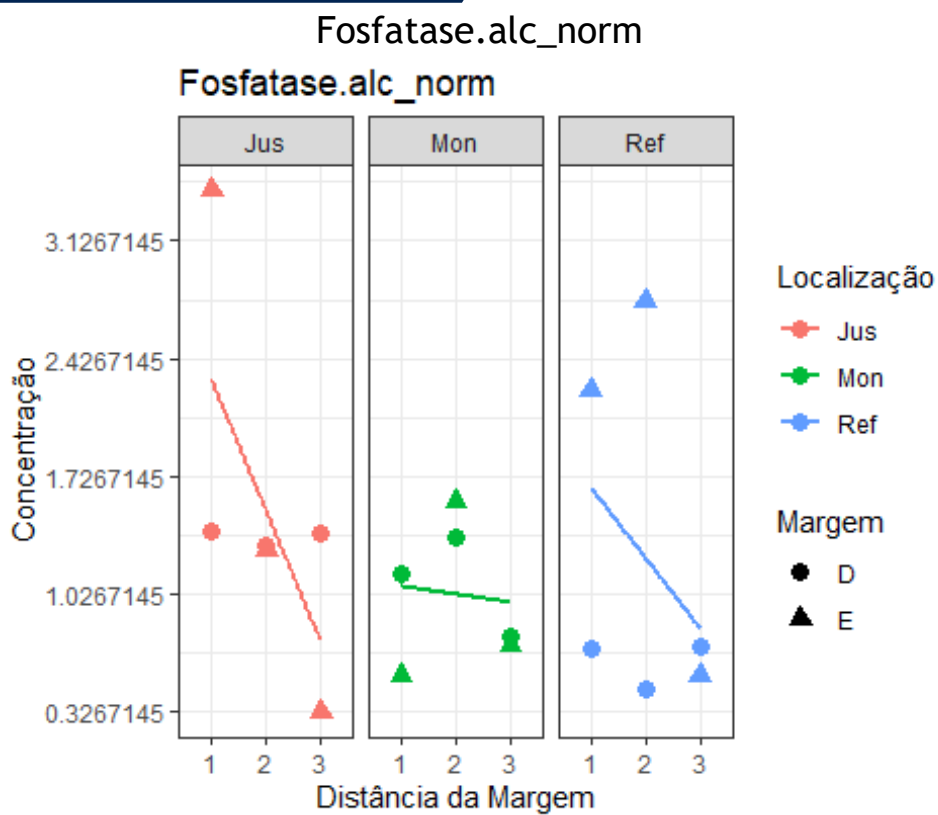
Para entender como está o comportamento da microbiota do solo, após as obras de geoengenharia, foi realizada uma análise de regressão com montante, jusante e o ponto de referência. A análise foi feita comparando o comportamento da microbiota nas diferentes localizações, para montante, jusante e ponto de referência. As localizações dos pontos em relação à margem do rio, foram 1, 2 e 3, que representam os pontos mais próximos da margem, intermediário e mais distante da margem.

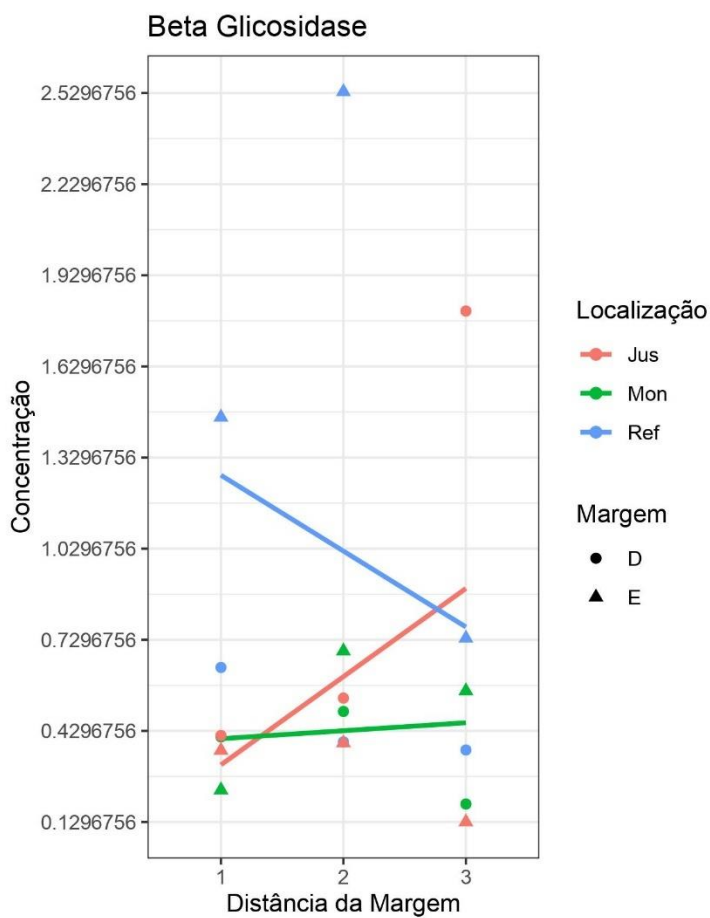
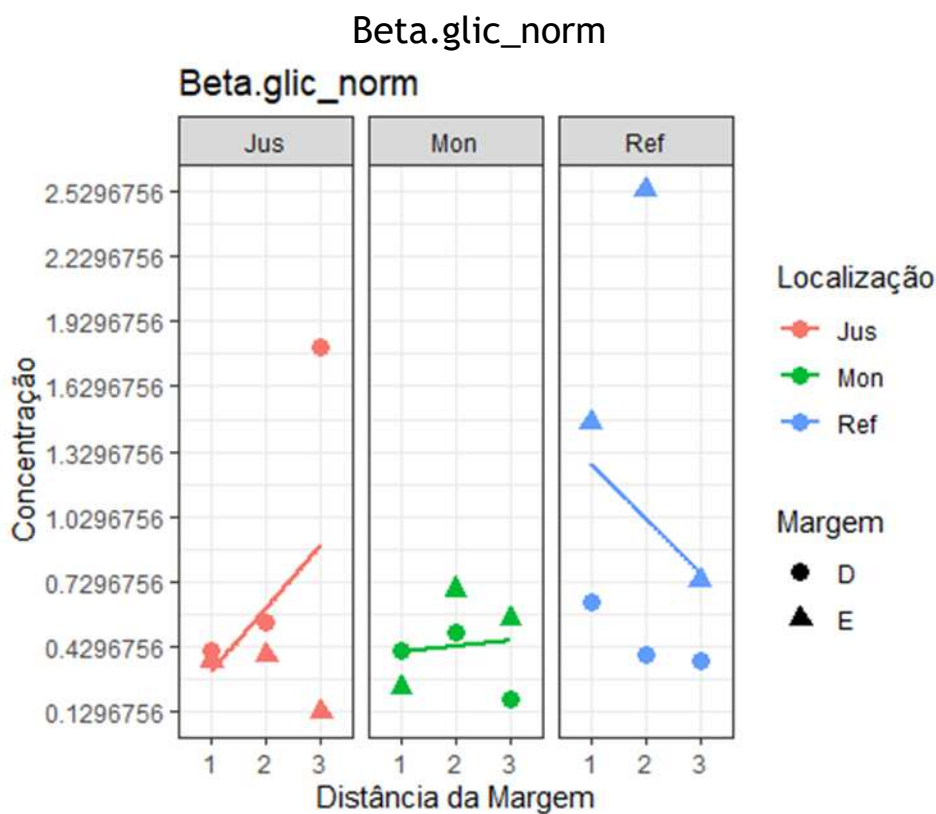
Em seguida, apresentamos a análise de regressão para as variáveis de interesse.

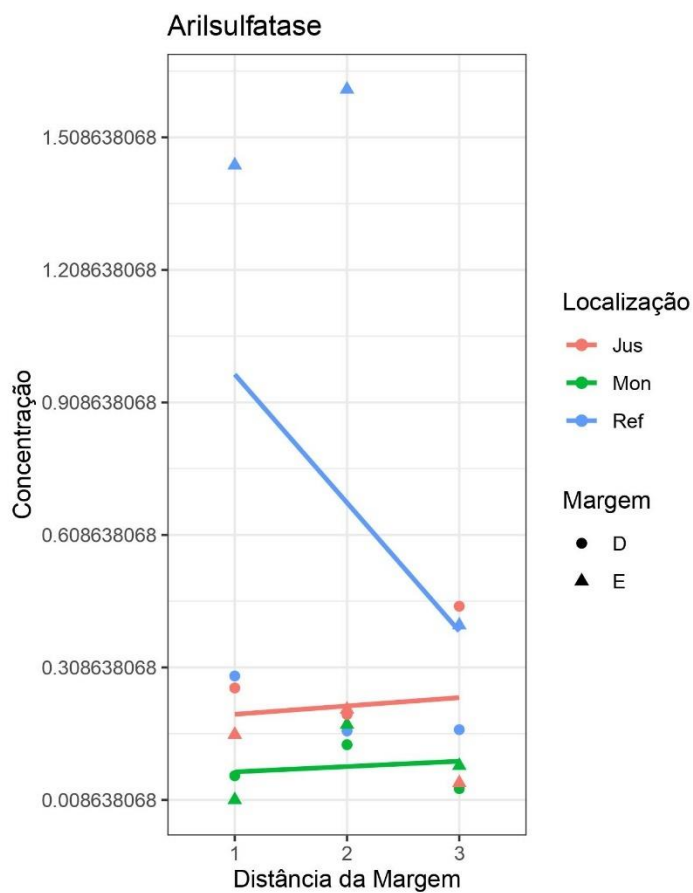
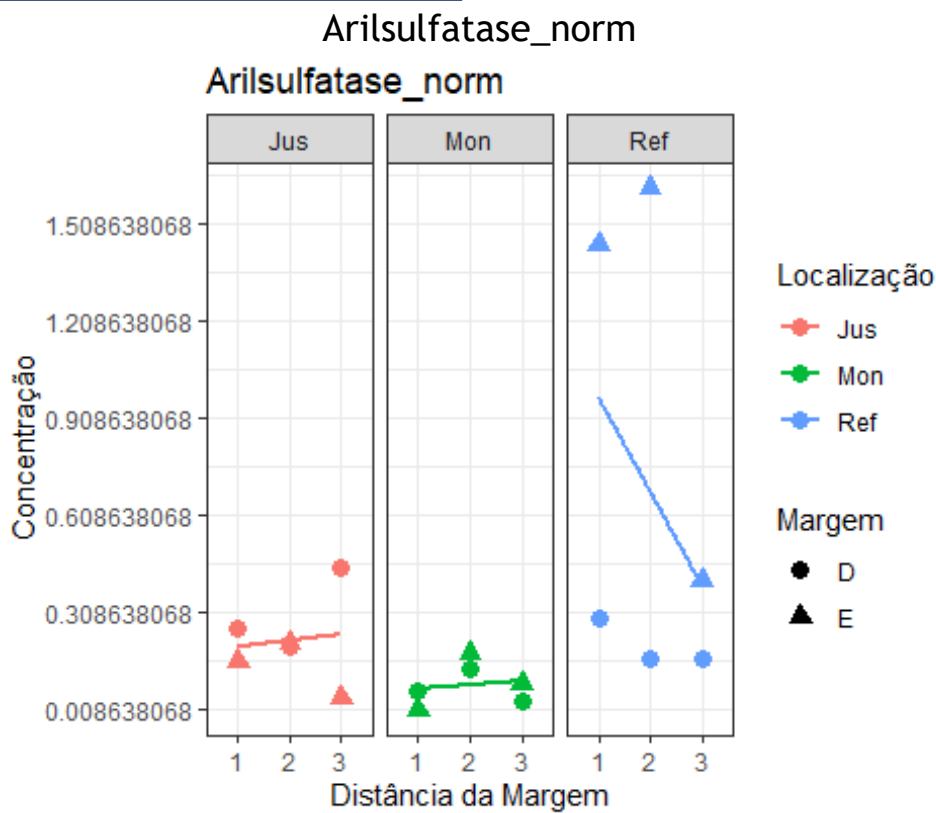


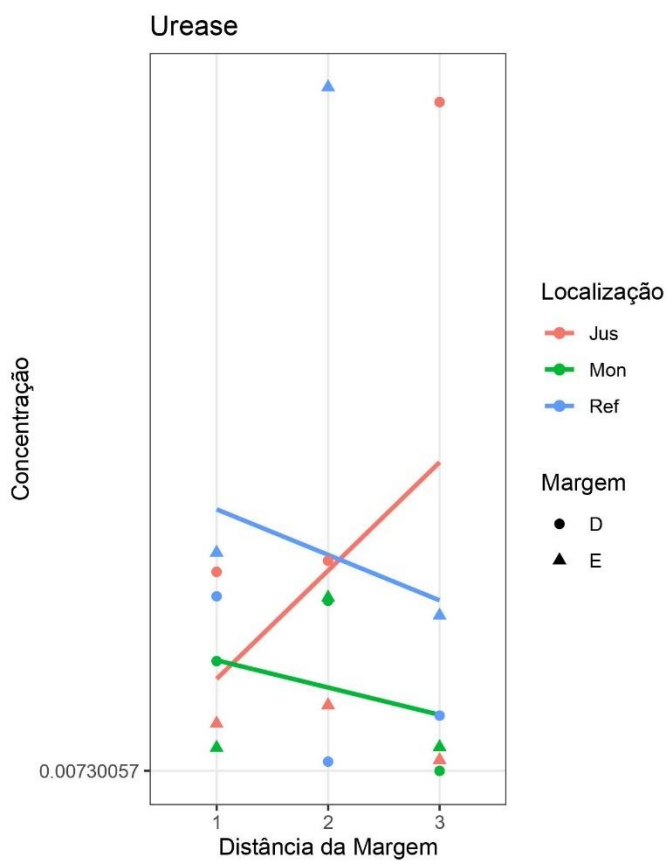
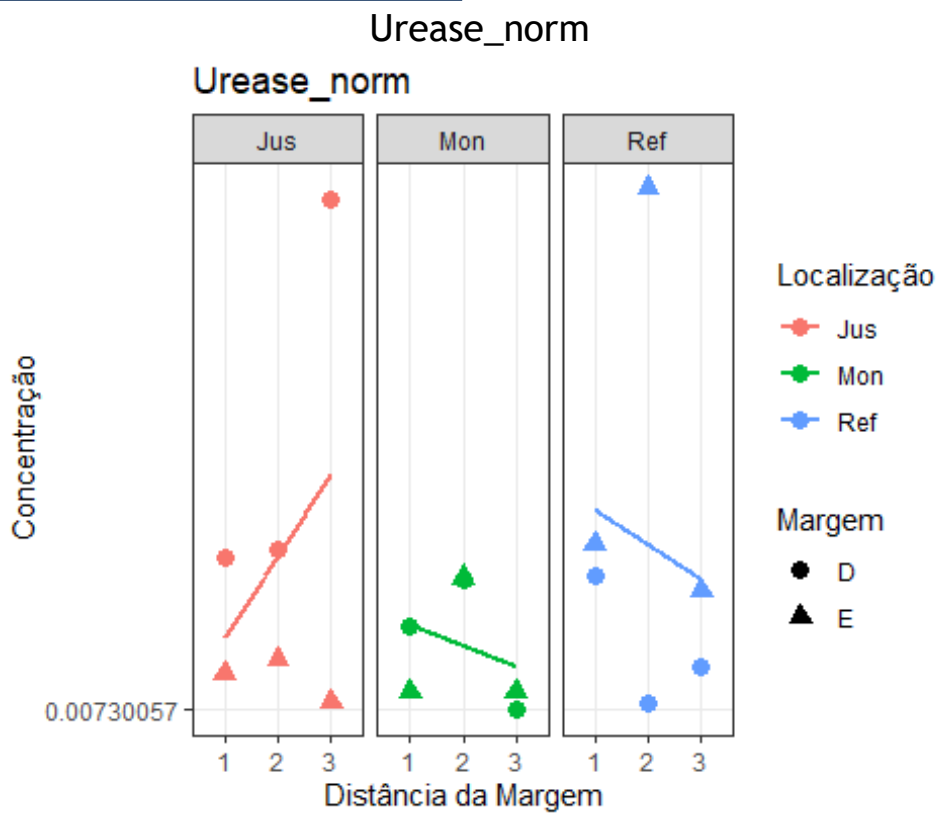
Análise de Regressão





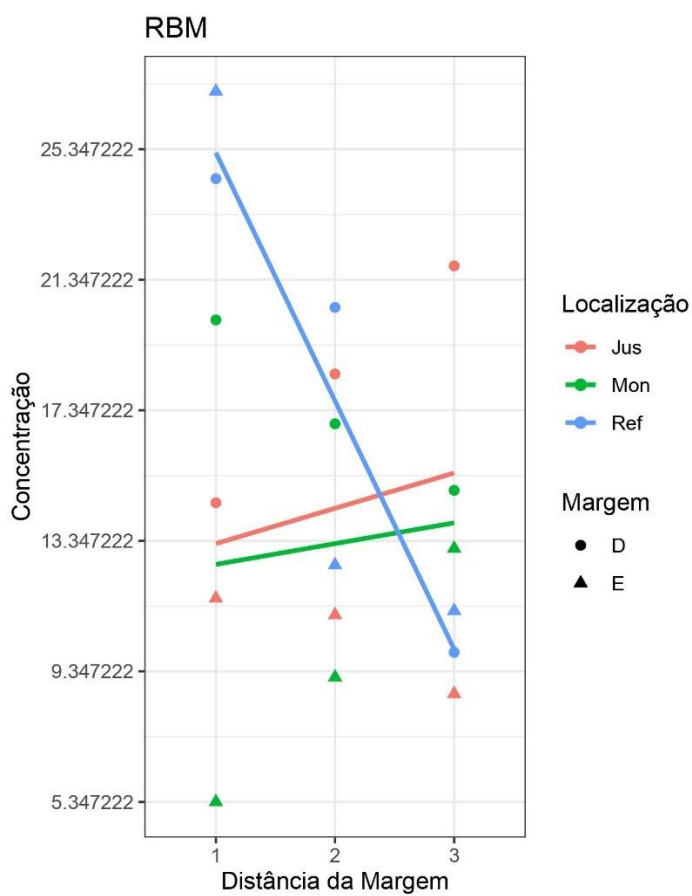
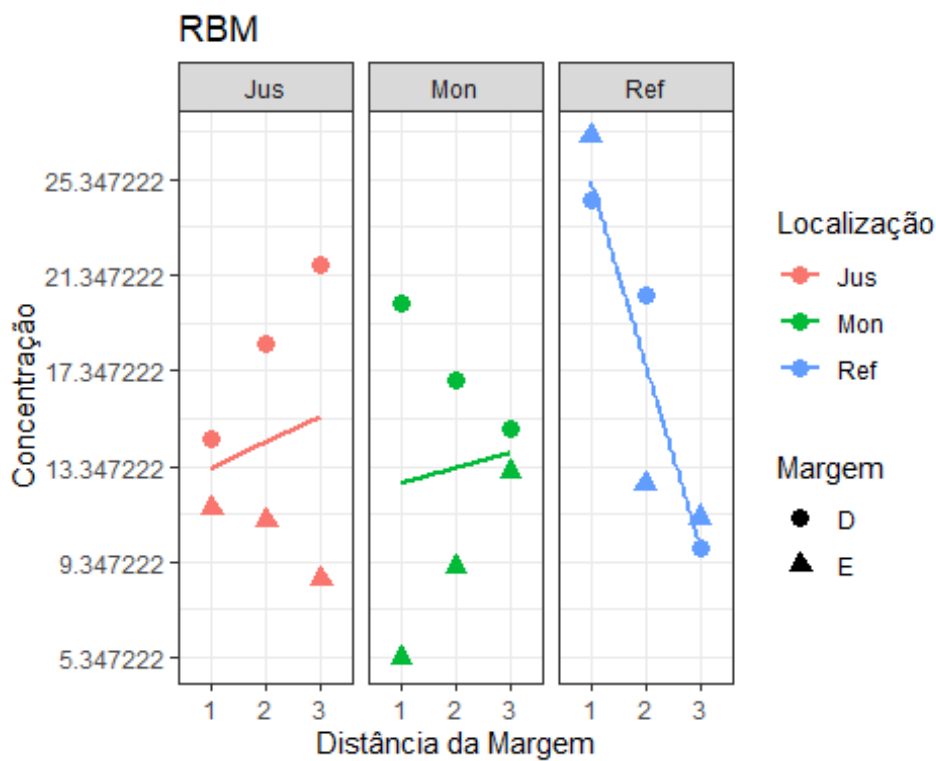






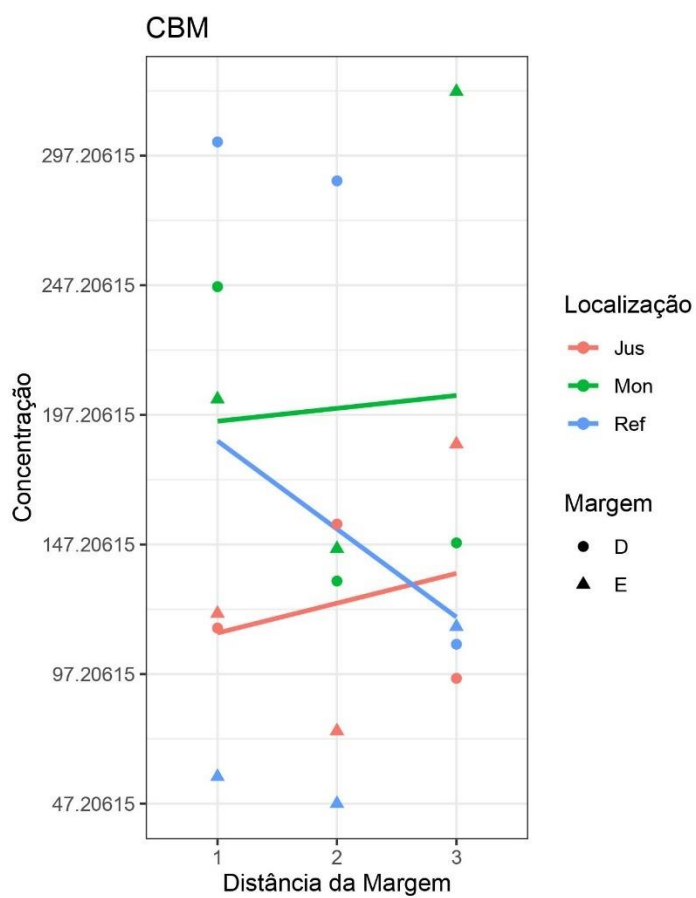
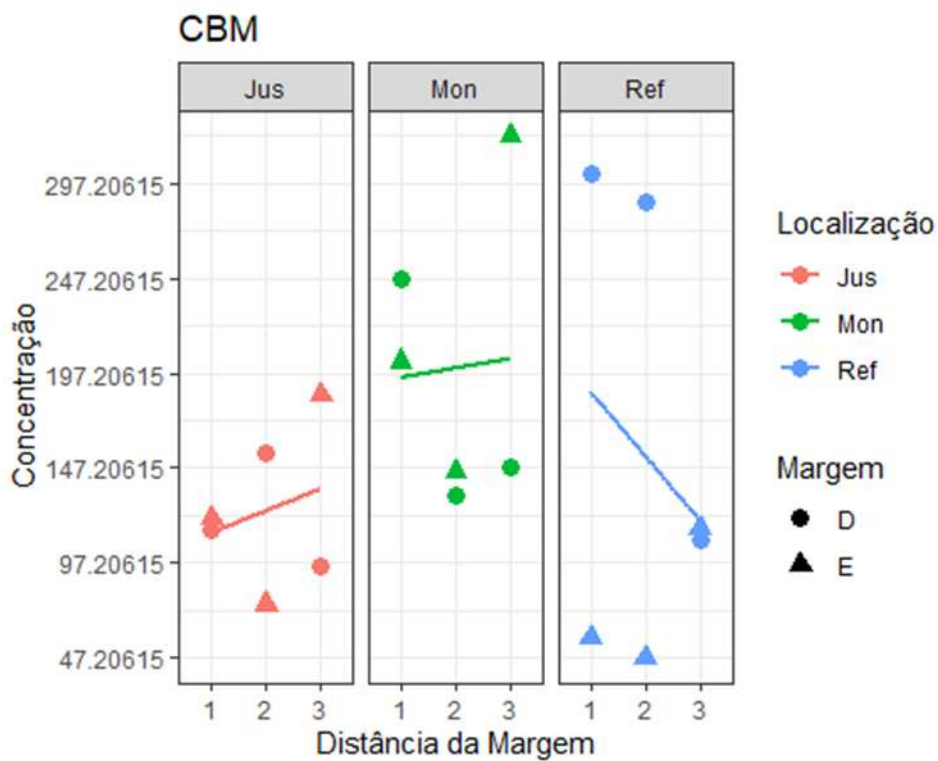


RBM



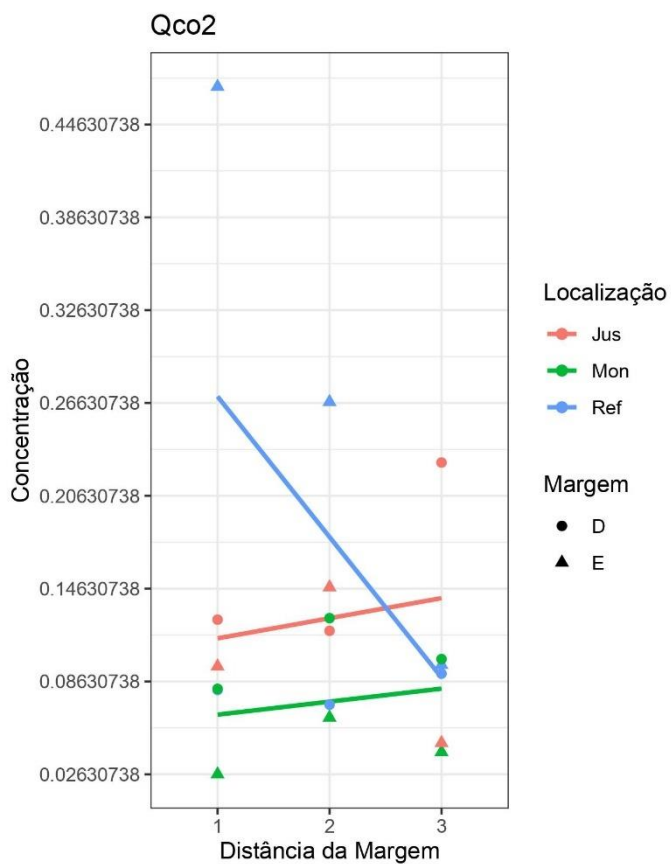
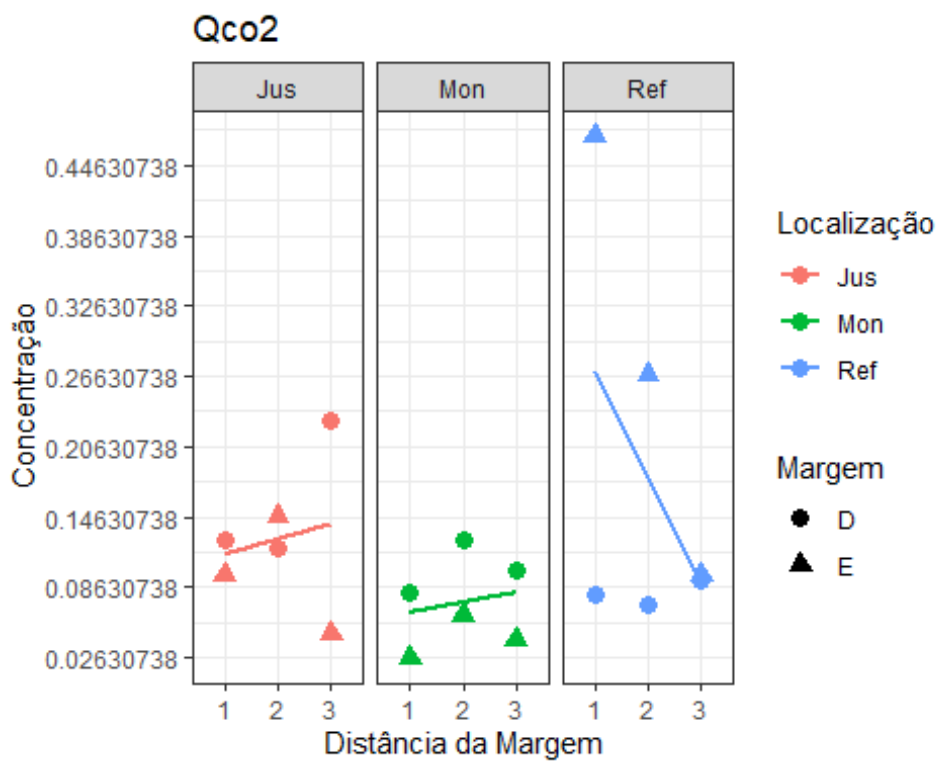


CBM





Qco2



**Avaliação do impacto dos rejeitos na microbiota do solo**

❖ Testes de hipóteses Wilcoxon para dados pareados

O teste utilizado para esta análise, foi o teste de Wilcoxon (Campos, 1979; Siegel e Castellan Jr., 2006) para dados pareados e que apresentam as seguintes hipóteses alternativas de acordo com as variáveis de interesse.

Hipóteses alternativas:

1. Respiração Basal do Solo (RBS): maior
2. Carbono da Biomassa Microbiana (CBM): menor
3. Quociente metabólico (qCO₂): maior
4. Enzimas: menor

Obs: A análise foi feita comparando montante com referência e jusante com referência.

Hipótese de nulidade para todos os testes a seguir:

$\mu = 0$ (onde μ é o valor esperado da diferença entre os dados pareados)

Variável	Hipótese alternativa	p- valor (Montante e referência)	p- valor (Jusante e referência)
Betaglic. normalizada	$\mu_D < 0$	0.1094	0.1094
Arilsulfatase normalizada	$\mu_D < 0$	0.03125	0.1563
Urease normalizada	$\mu_D < 0$	0.1094	0.5
Fosfatase Ácida normalizada	$\mu_D > 0$	0.9688	0.7812
Fosfatase Alcalina normalizada	$\mu_D > 0$	0.5781	0.2813
RBM	$\mu_D > 0$	0.8438	0.7812
CBM	$\mu_D < 0$	0.8438	0.4219



QCO2	$\mu_D > 0$	0.9531	0.6562
------	-------------	--------	--------

Avaliação das inter-relações dos dados físico-químicos e biológicos

Para avaliar as inter-relações dos dados físicos - químicos e biológicos, utilizamos a análise de componentes principais (PCA), que tem como objetivo: explicar a estrutura de variância/covariância por meio de combinações lineares das variáveis originais. De início, fizemos uma análise exploratória com todos os dados e a partir daí fomos retirando as variáveis, até atingir 70%.

❖ Análise exploratória multivariada de componentes principais (PCA)
Apresentamos em seguida, os gráficos de PCA resultantes do conjunto de dados completo e reduzido (apenas dados biológicos), respectivamente.

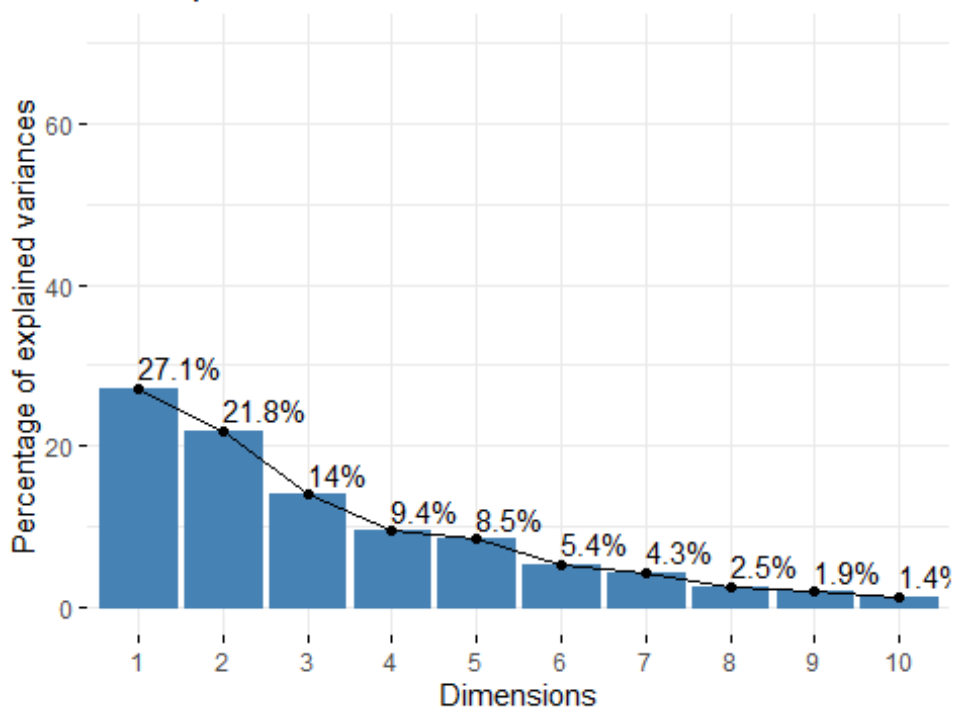
Dados completos

De início, fizemos uma análise exploratória com todos os dados e a partir daí fomos retirando as variáveis, até atingir em torno de 60% da variação explicada pelos dois primeiros componentes principais. A remoção de cada variável foi realizada considerando aquela de maior peso no autovetor associado ao menor autovalor.

Scree-plot considerando todas as variáveis

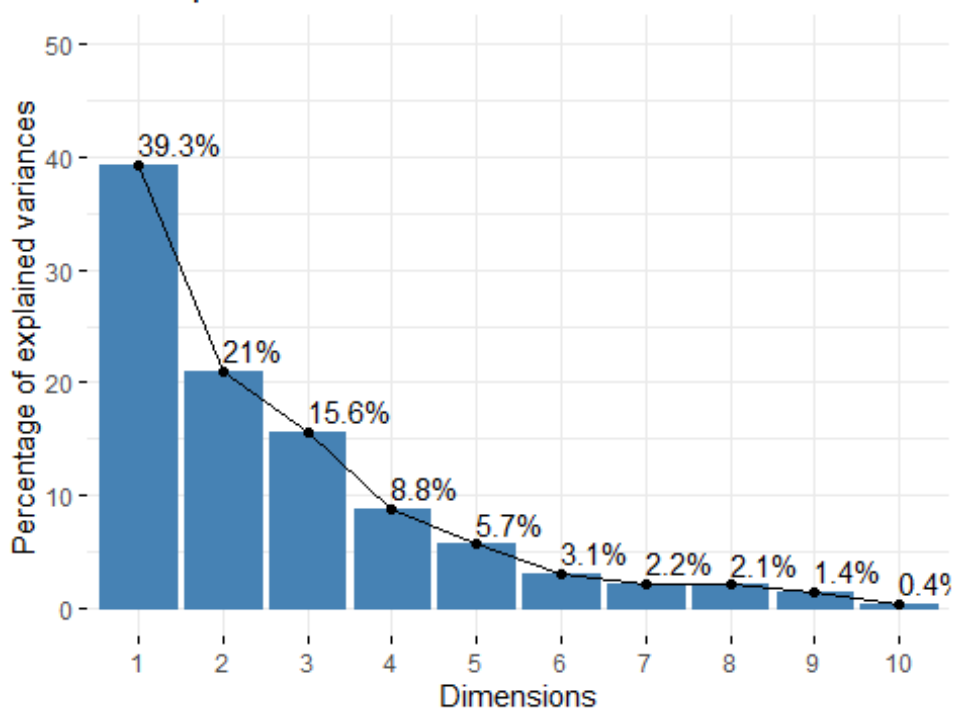


Scree plot



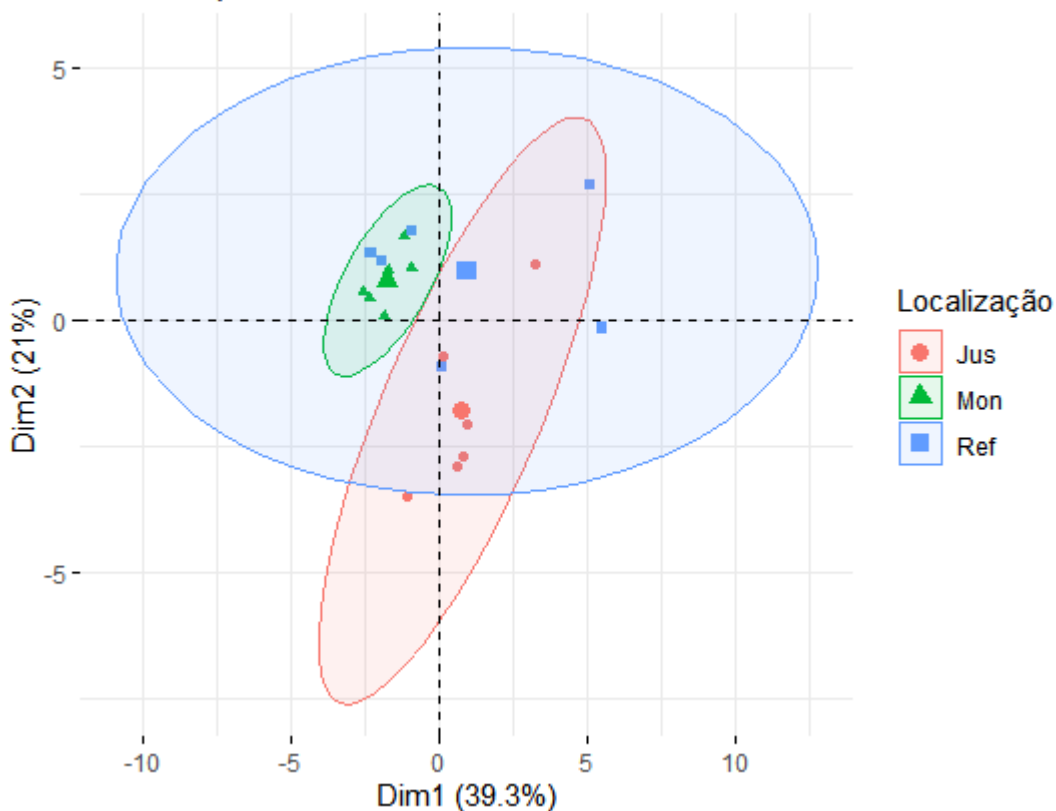
PCA, versão finalizada, após a retirada das variáveis T2, Mn.1, Co, S, Dp, Cu, Cd, P_rem, Zn, Cont_H2O_1500kPa, Zn.1, Mg, SB, Cr, Argila, Ds, Mn, MO, Pt, Cont_H2O_10kPa, pH_H2O, P, K, Ca2, V, Mg2, Pb, Silte, H_Al, t e P.1.:

Scree plot

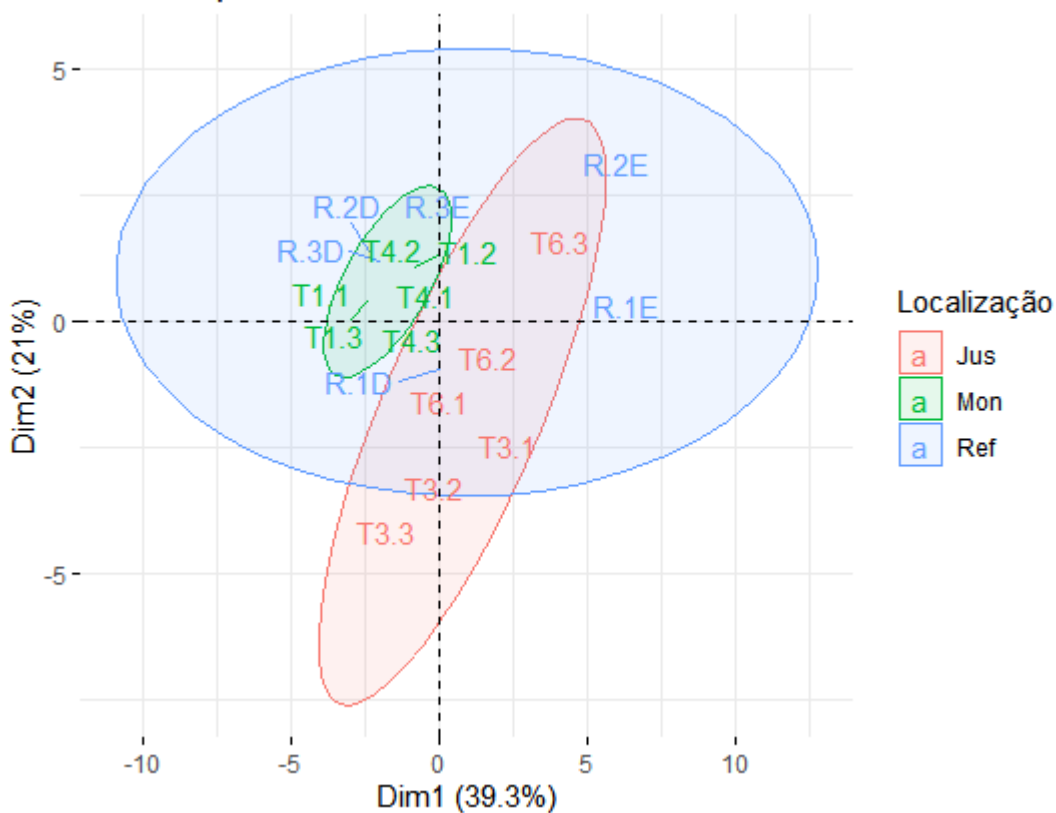


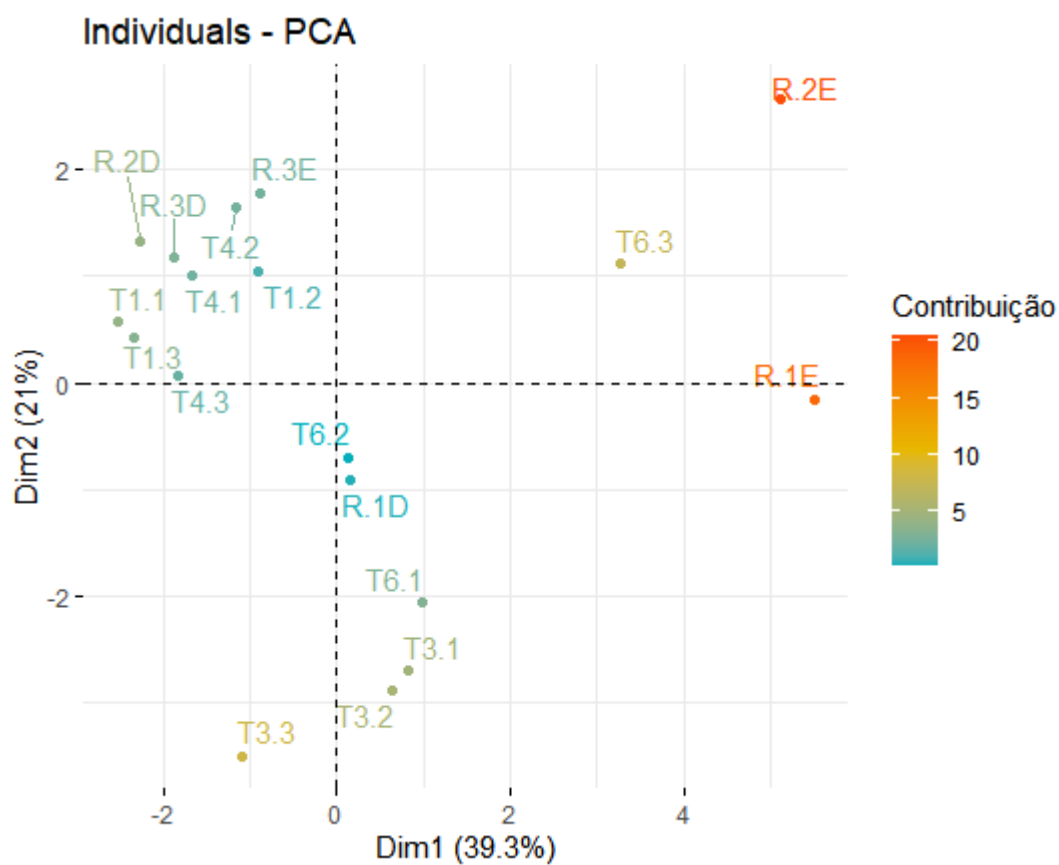
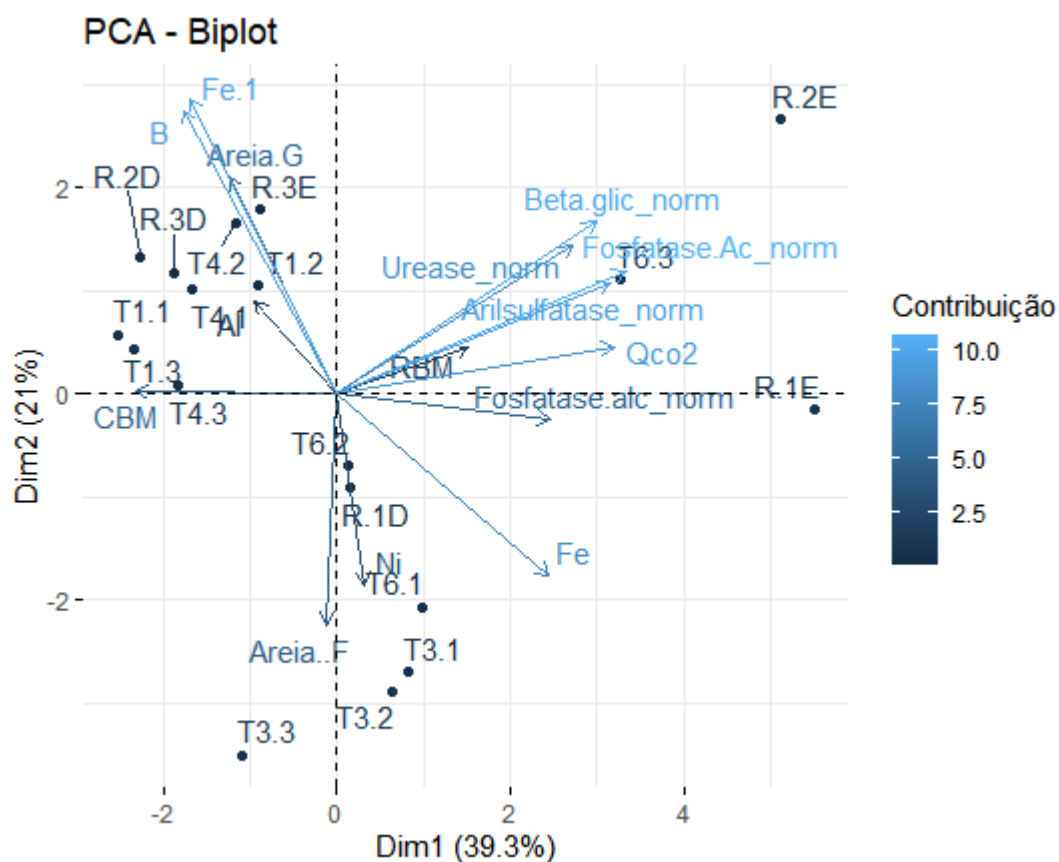


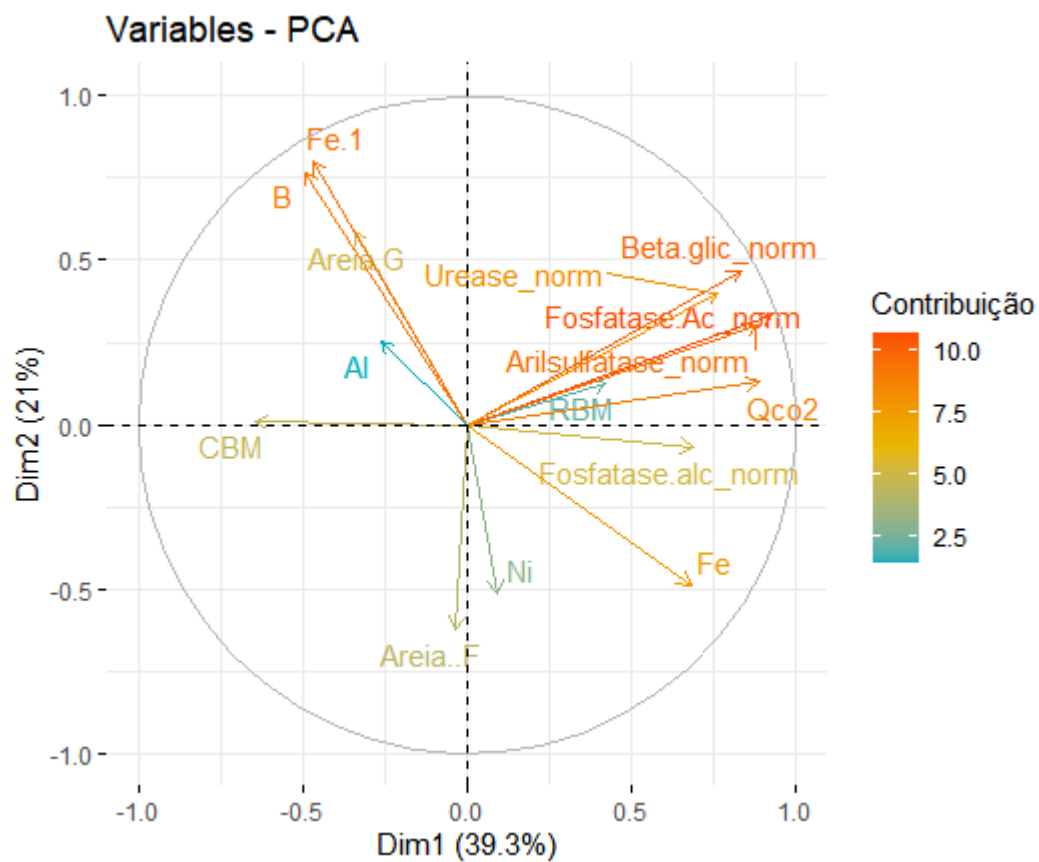
PCA - Biplot



PCA - Biplot

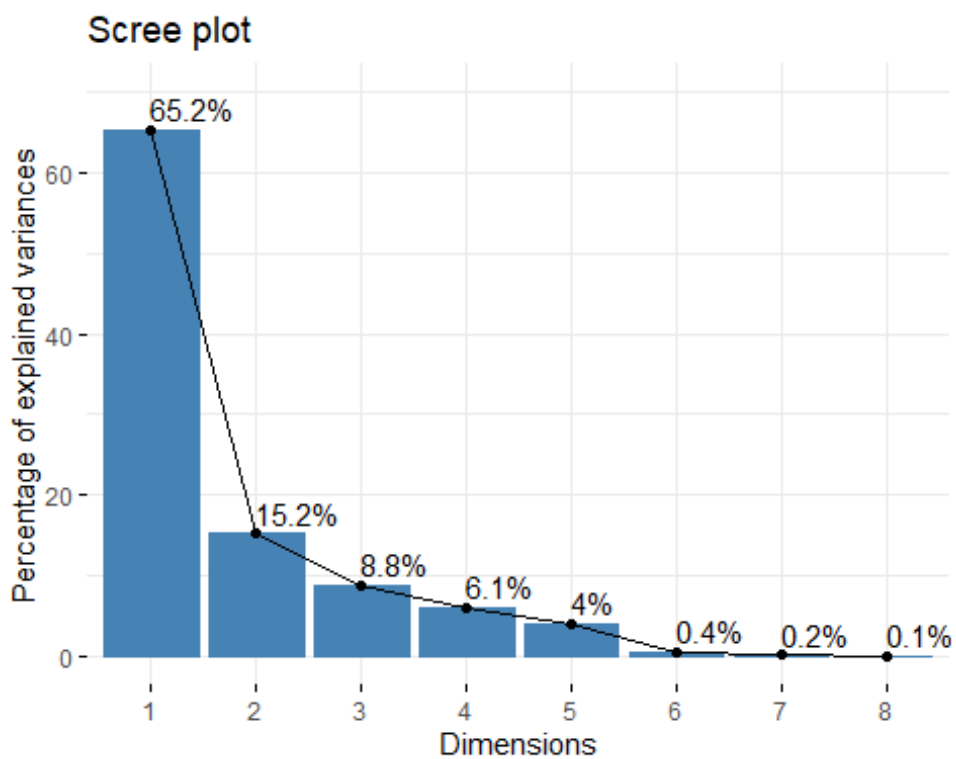






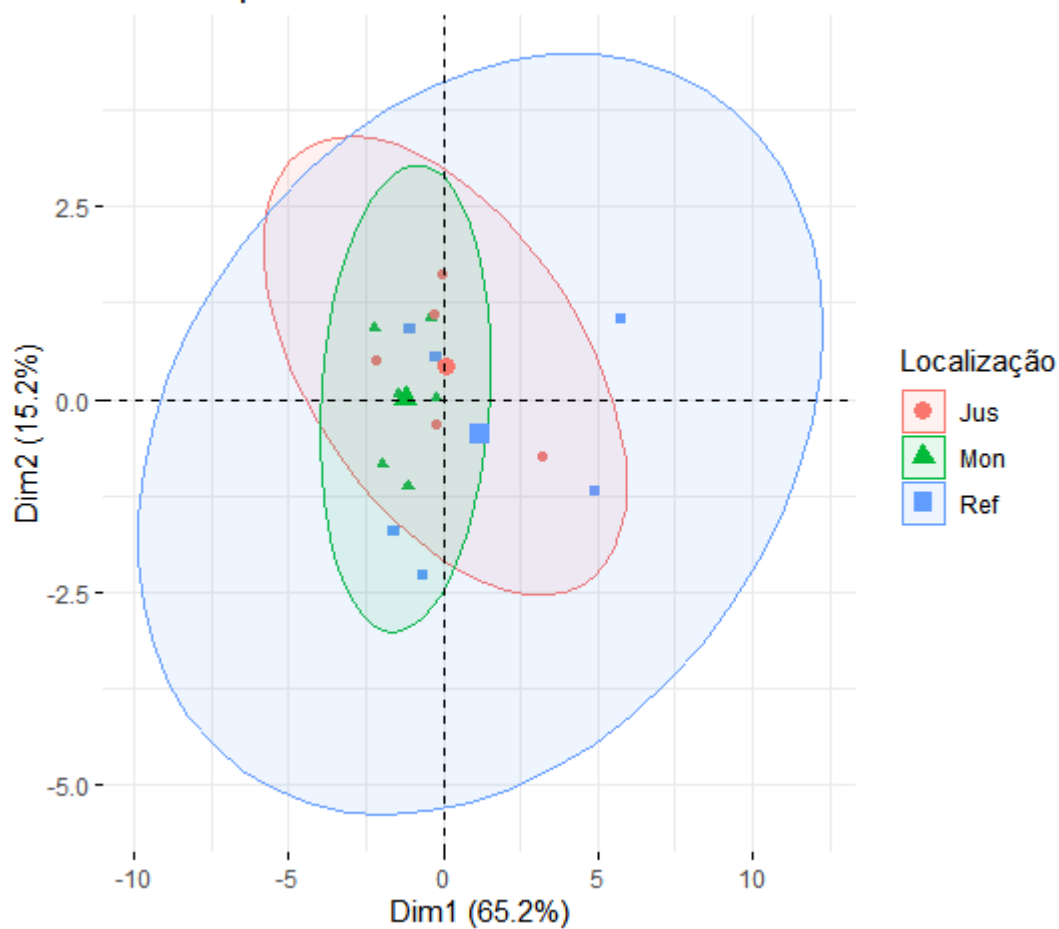


Dados biológicos



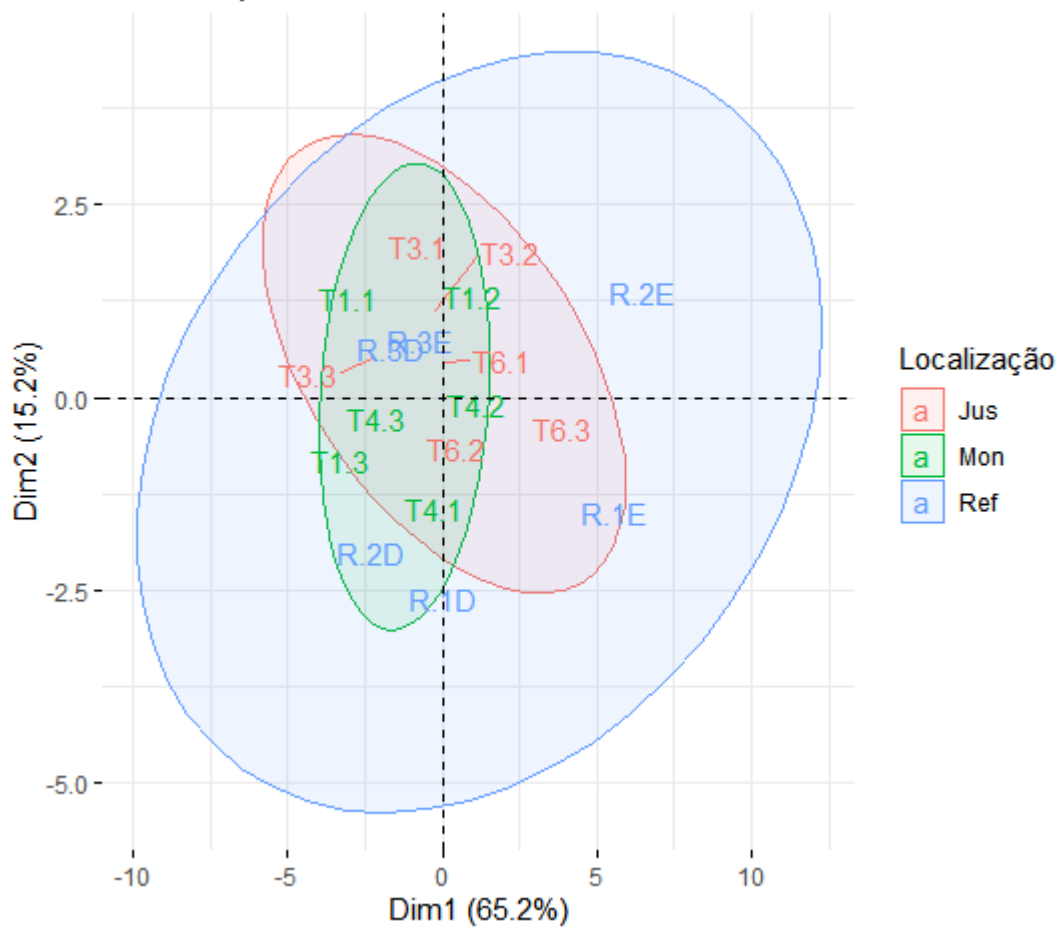


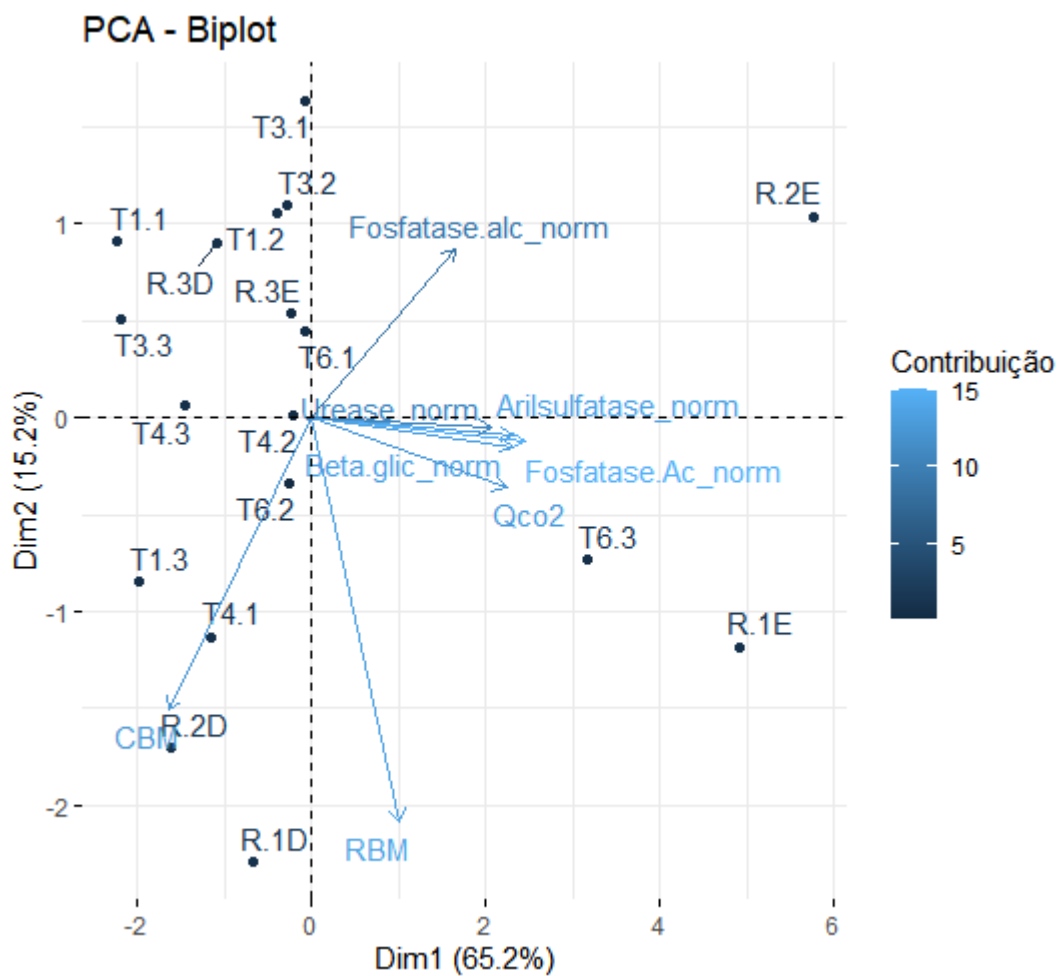
PCA - Biplot

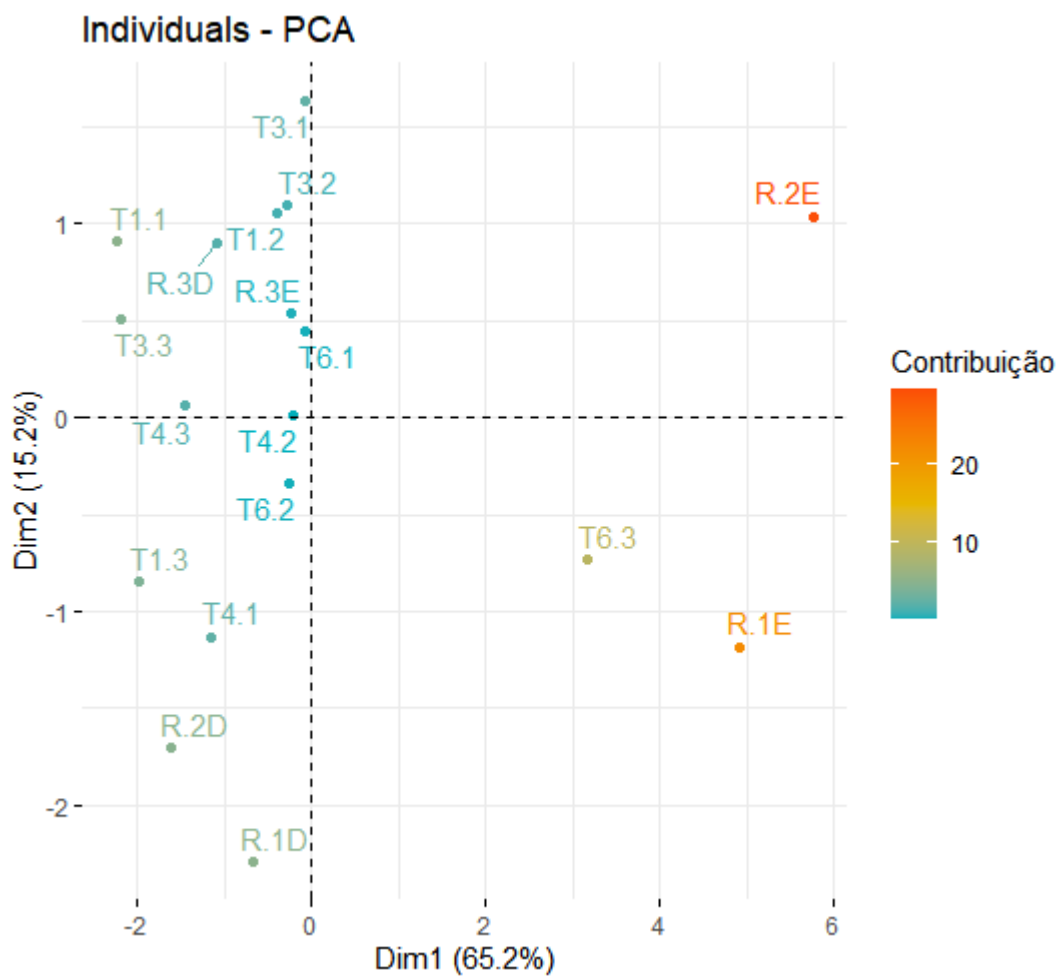


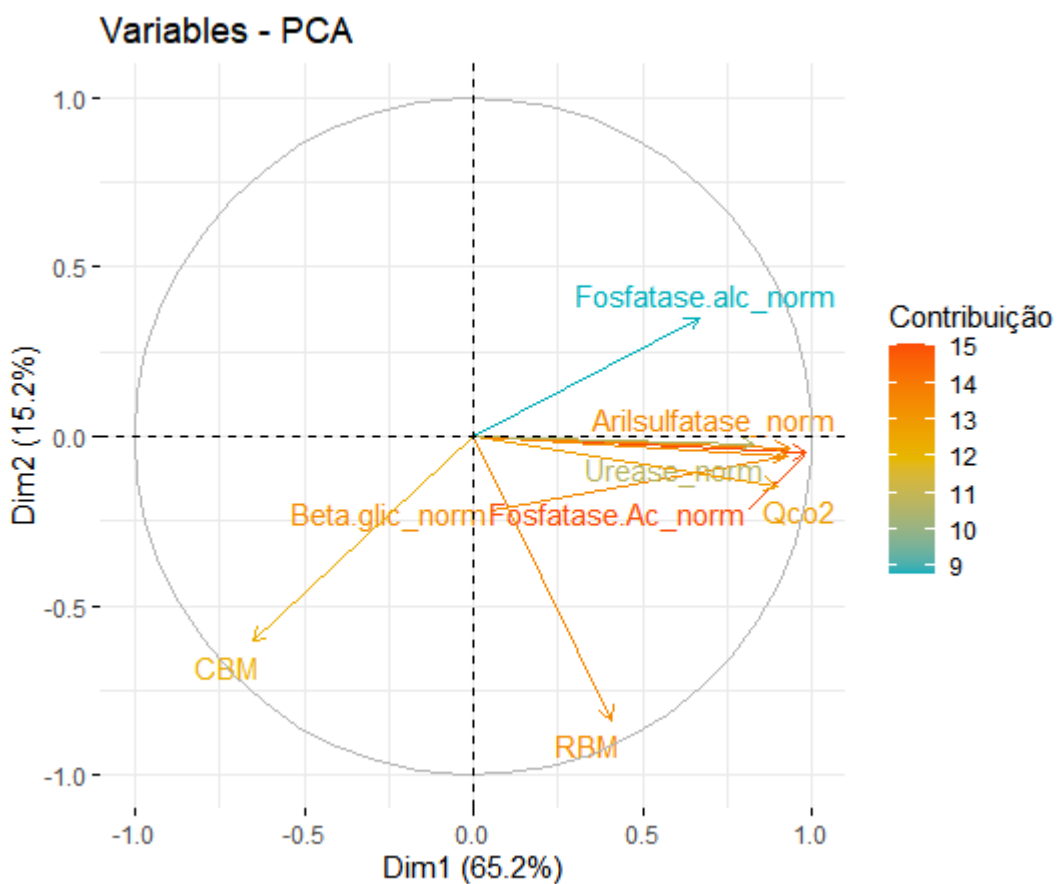


PCA - Biplot











Dados de setembro

Análises exploratórias uni e bivariadas

Foi realizada uma análise exploratória dos dados, como uma análise descritiva e análise de correlação entre as variáveis, com o intuito de resumir, sumarizar e entender o comportamento dos dados. Somente assim, podemos partir para as análises. De início, temos duas formas diferentes de apresentar a análise de correlação entre os dados biológicos.

Análise descritiva

Realizamos uma análise descritiva dos dados contendo a média, máximo, mínimo, desvio padrão, variância, coeficiente de variação, curtose e assimetria.

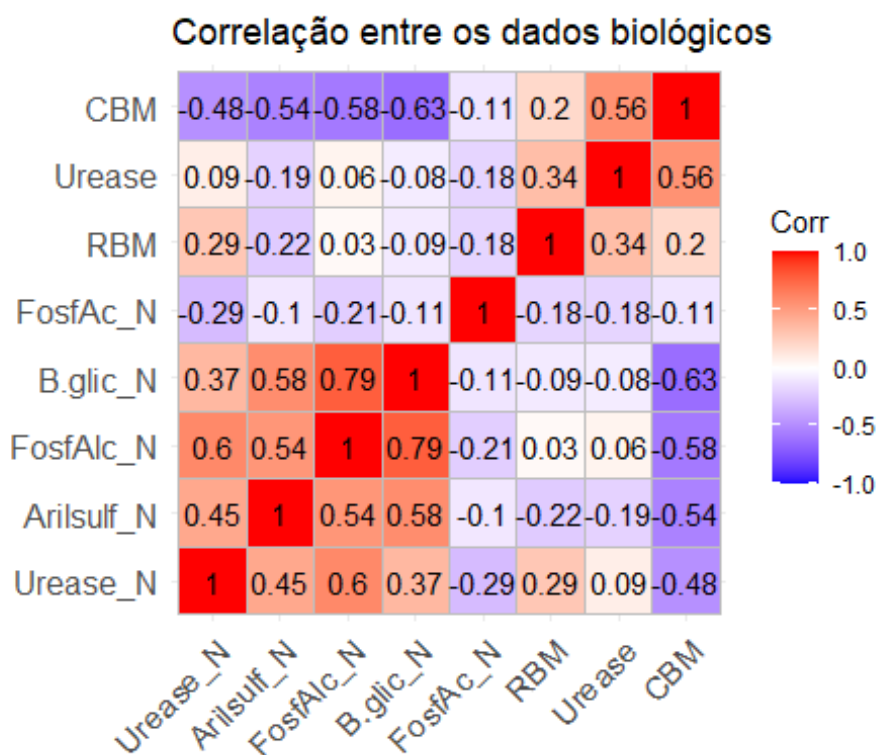
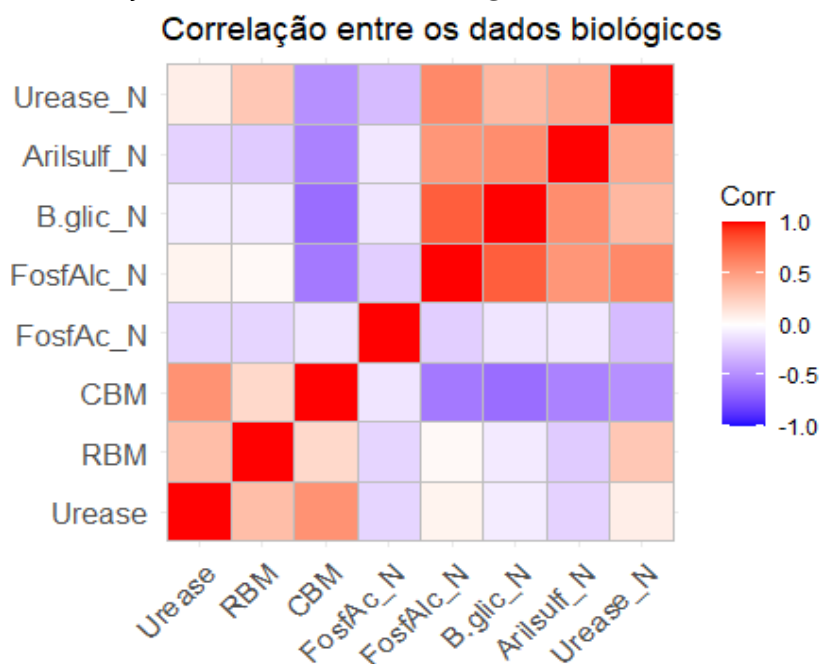
Variável	média	mínimo	máximo	desvio-padrão	variância	CV	curtose	assimetria
Fosfatase.Ac	81,1292	13,5616	169,549	44,5589	1985,5	54,9234	-0,91	0,54
Fosfatase.Alc	132,2339	28,8557	313,7045	67,0306	4493,11	50,691	0,41	0,92
Beta.glic	98,3311	13,7843	307,363	63,2002	3994,26	64,2729	2,53	1,42
Arilsulfatase	29,7518	3,4683	105,5604	24,8692	618,48	83,5888	1,94	1,55
Urease	2,8966	0,8229	6,9654	1,7652	3,12	60,9409	-0,4	0,91
RBM	12,1382	6,6363	23,5135	3,8454	14,79	31,6804	1,03	0,81
CBM	194,9924	44,9837	386,8721	117,148	13723,66	60,0783	-1,25	0,39
Qco2	0,0924	0,023	0,3006	0,0701	0	75,8513	2,06	1,59
Areia.G	0,1767	0,033	0,471	0,0962	0,01	54,4521	2,15	1,38
Areia..F	0,1981	0,021	0,61	0,128	0,02	64,6381	2,19	1,29
Silte	0,237	0,093	0,555	0,0995	0,01	41,9896	1,97	1,1
Argila	0,3882	0,039	0,754	0,1844	0,03	47,4977	-0,74	-0,08
Dp	2,9808	2,44	5,13	0,6332	0,4	21,2439	3,61	1,99
ContH2O_10kPa	0,2838	0,101	0,536	0,0969	0,01	34,1309	0,65	0,46
ContH2O_1500kPa	0,1258	0,038	0,212	0,0444	0	35,311	-0,39	-0,38
pH_H2O	6,3512	5,34	7,78	0,5843	0,34	9,1994	-0,26	0,37
P	26,7625	0	336,5	74,5576	5558,84	278,5899	10,04	3,28
K	56,5833	29	93	17,6559	311,73	31,2034	-0,96	0,28
Ca2.	2,4067	0,61	4,51	1,066	1,14	44,2934	-0,86	0,2
Mg2.	0,8208	0,22	1,57	0,421	0,18	51,2871	-1,29	0,3
H.Al	2,4917	0	6,2	1,7024	2,9	68,324	-0,93	0,33
SB	3,3725	0,97	6,27	1,4113	1,99	41,8473	-0,87	0,12
t	3,3838	1,03	6,27	1,3937	1,94	41,1882	-0,87	0,16
T2	5,8642	3,23	10,54	2,143	4,59	36,5432	-0,91	0,71



V	59,6625	21,4	100	22,4358	503,37	37,6046	-0,87	0,11
MO	1,7817	0,19	5,1	1,3095	1,71	73,4984	-0,35	0,7
P_rem	18,5083	9,1	42,8	8,6125	74,17	46,533	0,74	1,21
Cu	2,4246	0,48	5,25	1,2229	1,5	50,4361	-0,84	0,36
Mn	179,8958	58,6	420,7	87,9279	7731,32	48,8771	0,41	0,98
Fe	197,1875	24,2	724,4	165,0287	27234,47	83,6913	2,41	1,71
Zn	6,5892	1,01	49,62	10,9457	119,81	166,1165	7,88	2,91
Fosfatase.Ac_norm	0,5916	0,0736	2,5692	0,522	0,27	88,238	5,84	2,21
Fosfatase.alc_norm	0,9176	0,2552	2,7287	0,664	0,44	72,3696	0,67	1,27
Beta.glic_norm	0,729	0,0748	3,1998	0,7166	0,51	98,2975	3,61	1,97
Arilsulfatase_norm	0,2035	0,0207	0,6631	0,1848	0,03	90,8107	0,39	1,24
Urease_norm	0,0193	0,004	0,0684	0,0142	0	73,5301	3,49	1,77



Gráfico de correlação entre dados biológicos



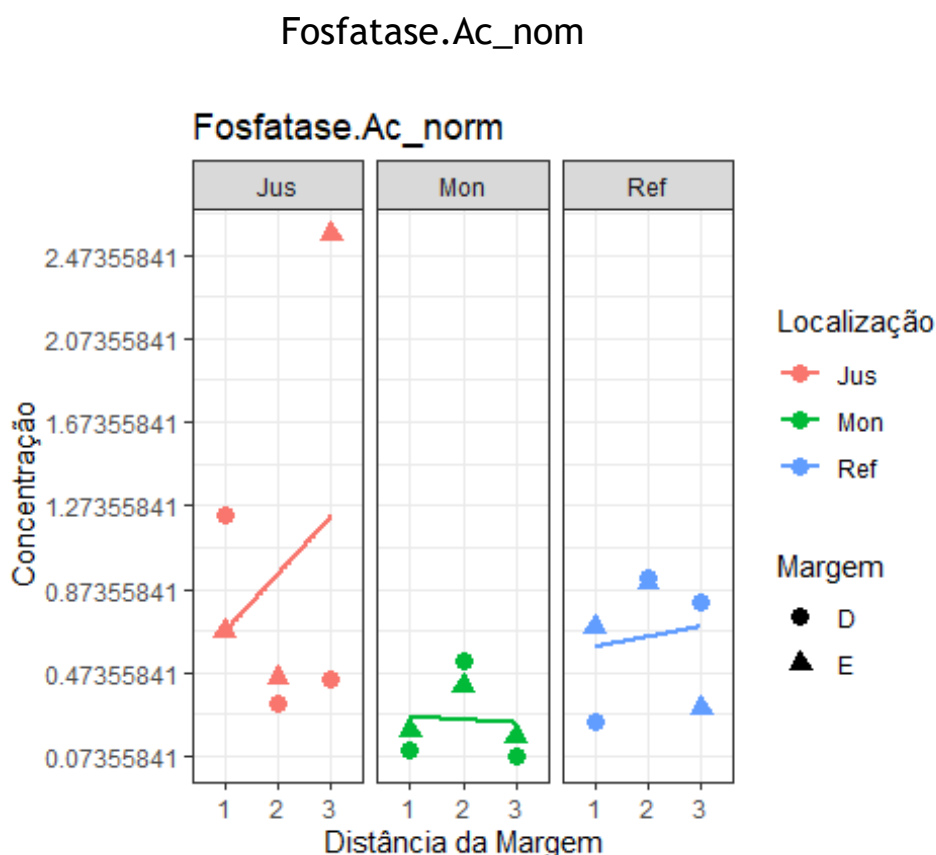
Podemos destacar as que os dados mais fortemente correlacionados são Beta Glicosidase e Fosfatase Alcalina (positivamente correlacionados) e Beta Glicosidase e CBM (negativamente correlacionados).

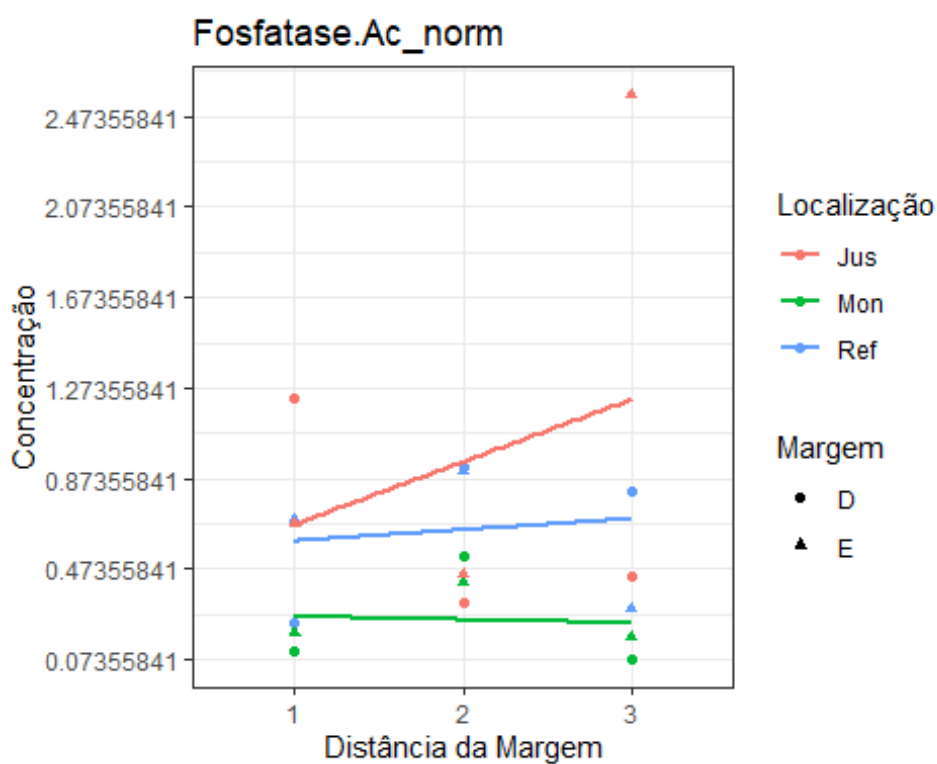
Avaliação do impacto das ações de geoengenharia na microbiota do solo

Para entender como está o comportamento da microbiota do solo, após as obras de geoengenharia, foi realizada uma análise de regressão com montante, jusante e o ponto de referência. A análise foi feita comparando o comportamento da microbiota nas diferentes localizações, para montante, jusante e ponto de referência. As localizações dos pontos em relação à margem do rio, foram 1, 2 e 3, que representam os pontos mais próximos da margem, intermediário e mais distante da margem, respectivamente.

A seguir, apresentamos a análise de regressão para as variáveis de interesse. Foram apresentadas duas formas gráficas de mostrar os mesmos resultados.

Análise de Regressão

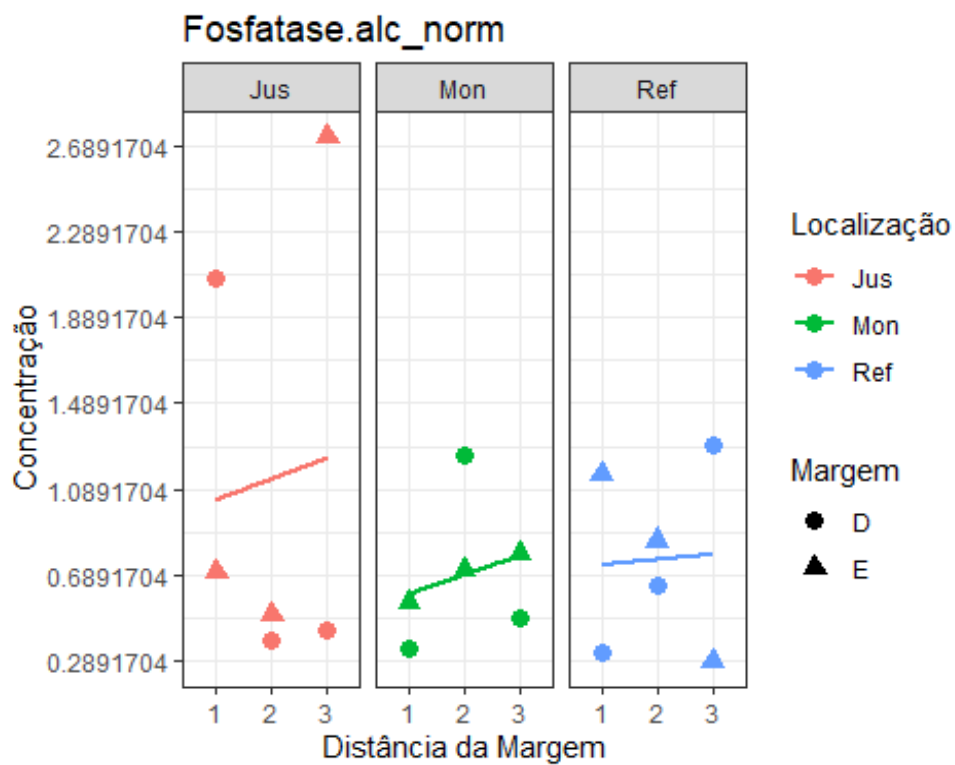




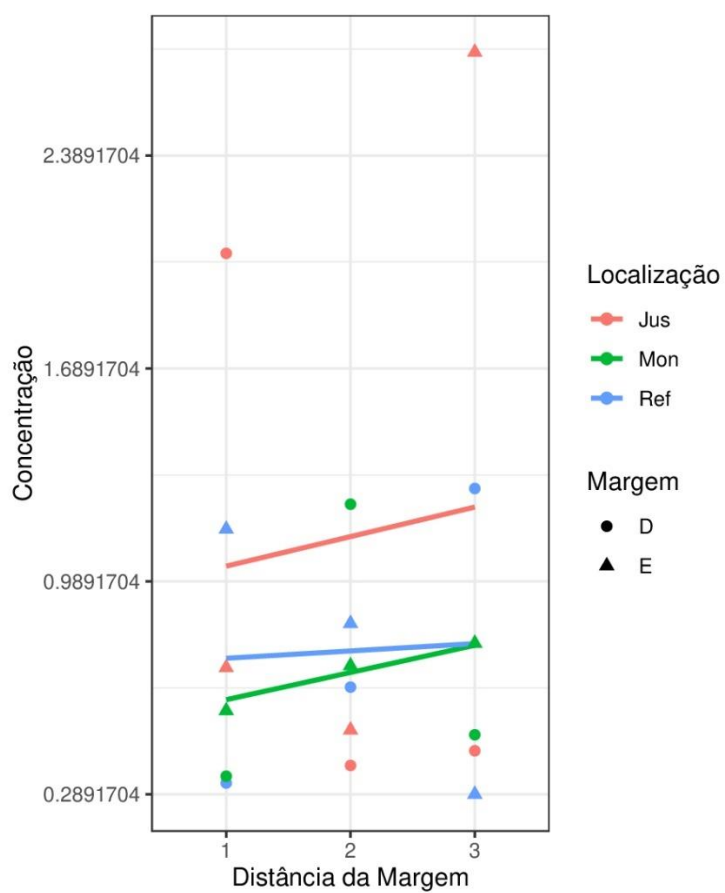
Para todas as variáveis a seguir existe a mesma possibilidade de apresentação dos resultados (qualquer um dos dois gráficos anteriores). Como uma forma de condensar o relatório optamos por seguir com apenas um gráfico por variável, mas caso a cliente ache necessário podemos repassar o restante.

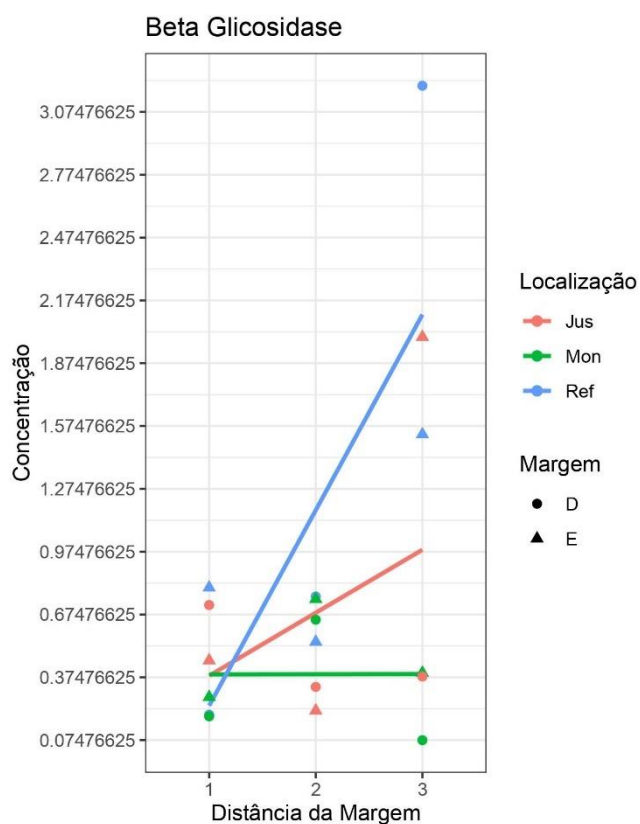
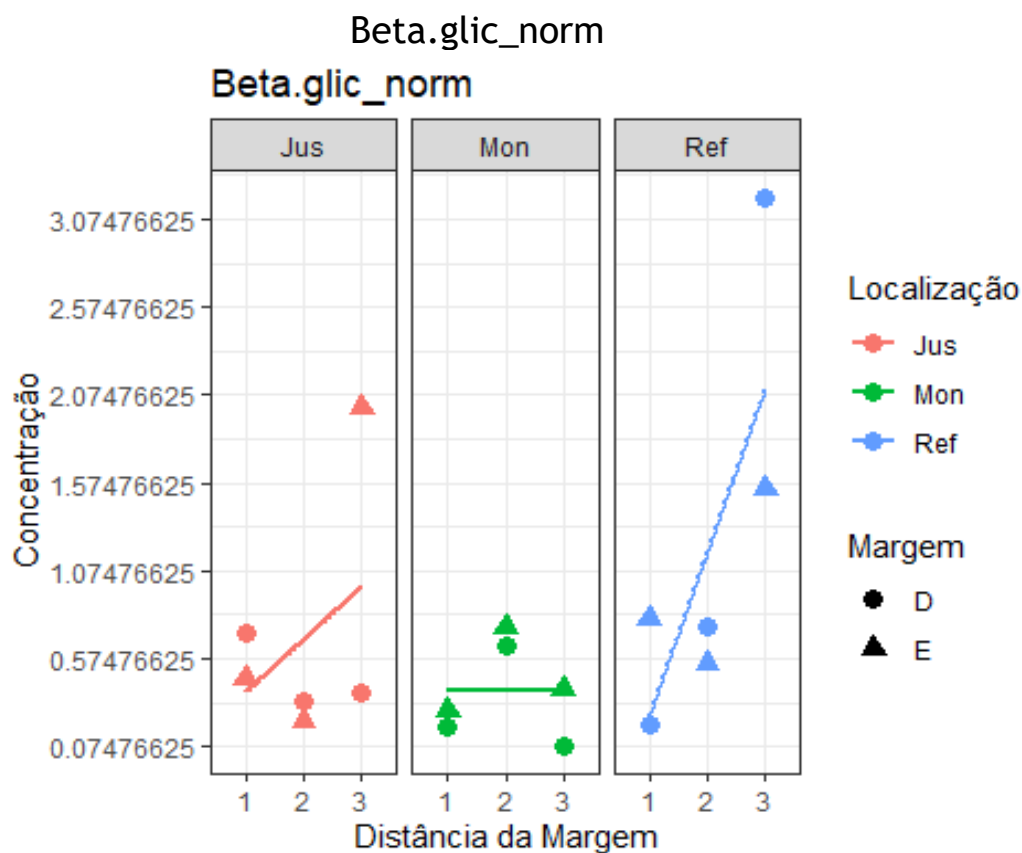


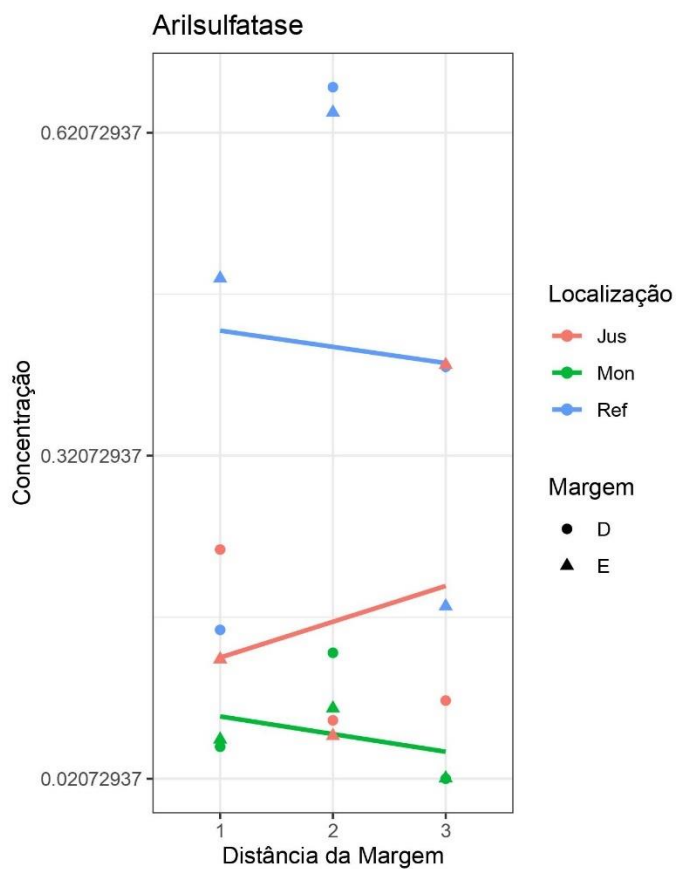
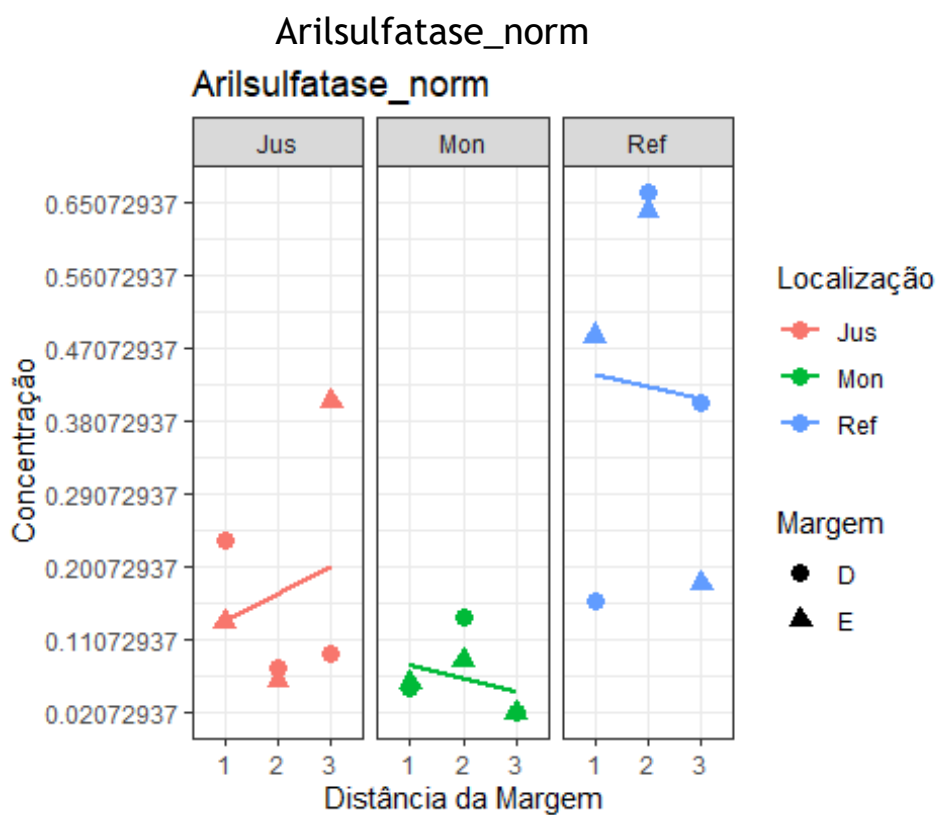
Fosfatase.alc_norm

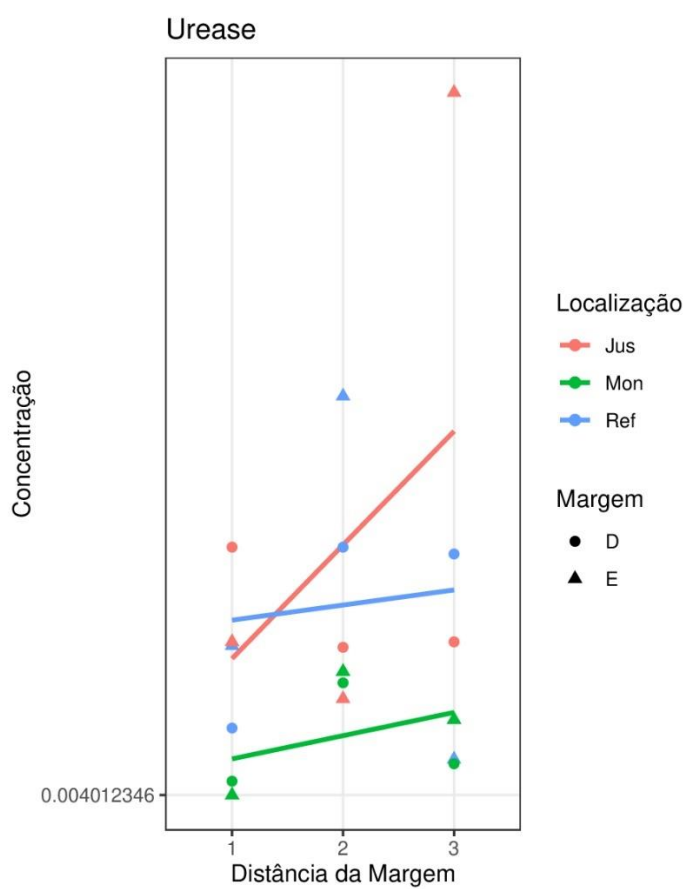
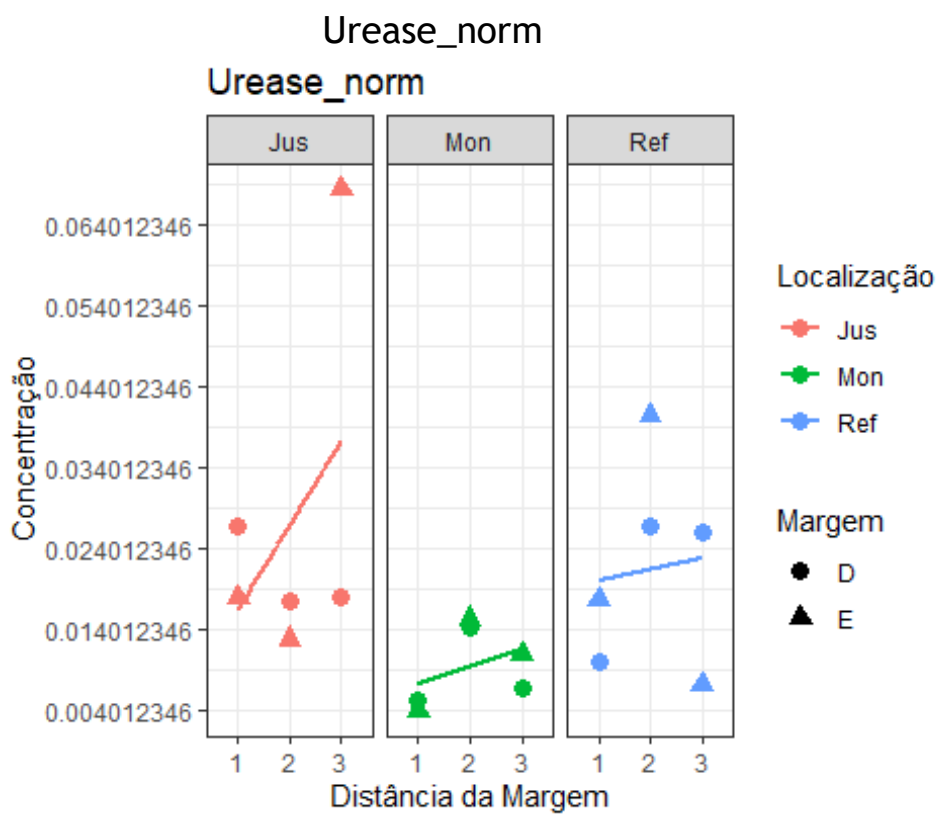


Fosfatase Alcalina



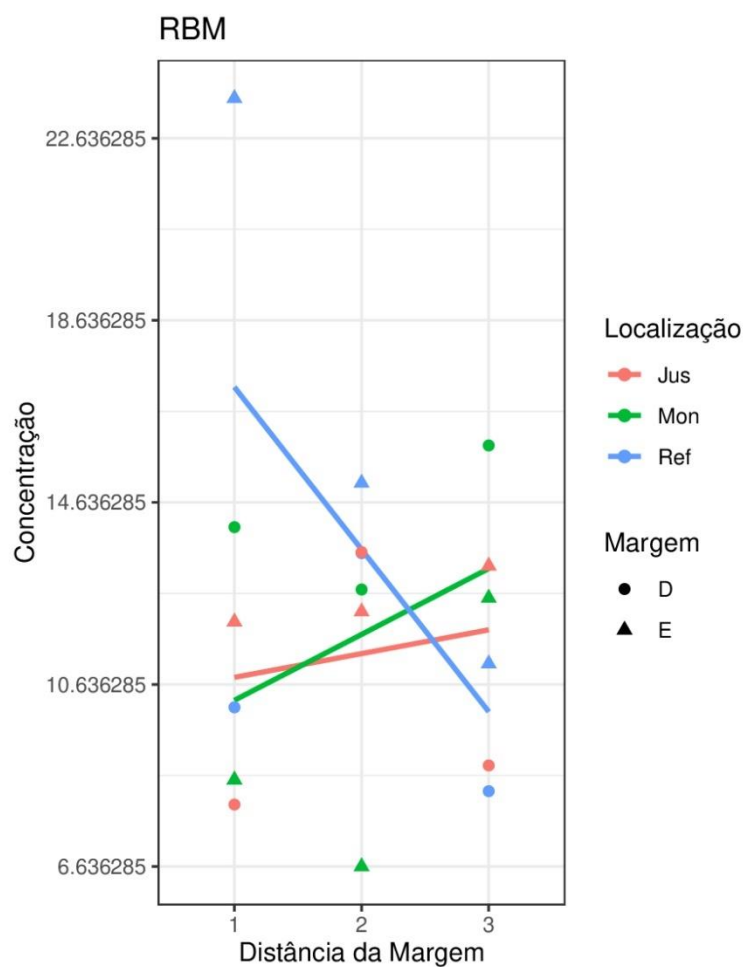
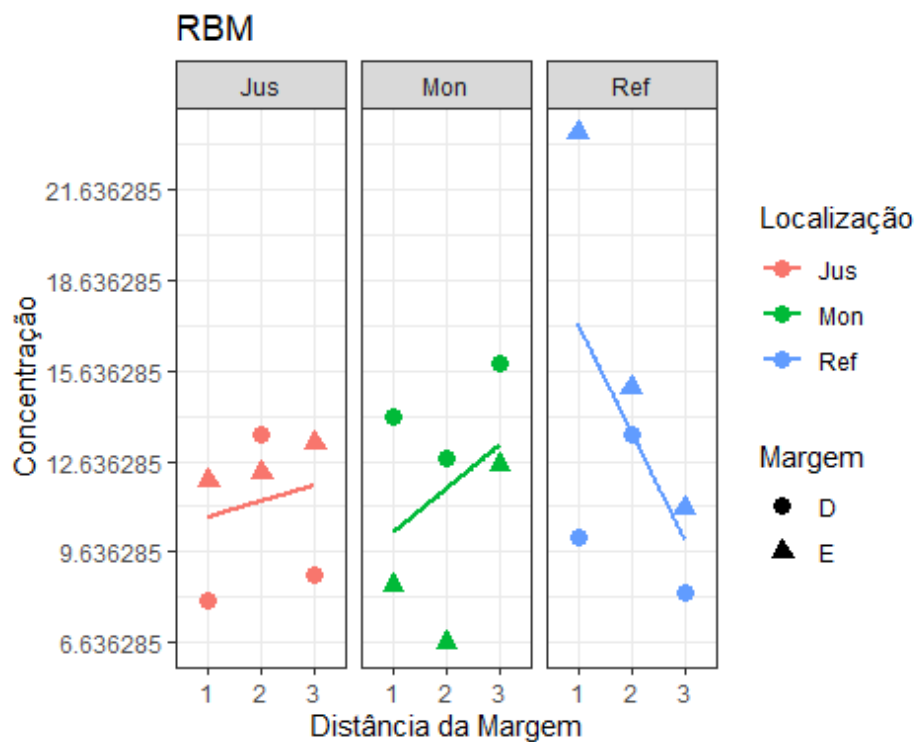






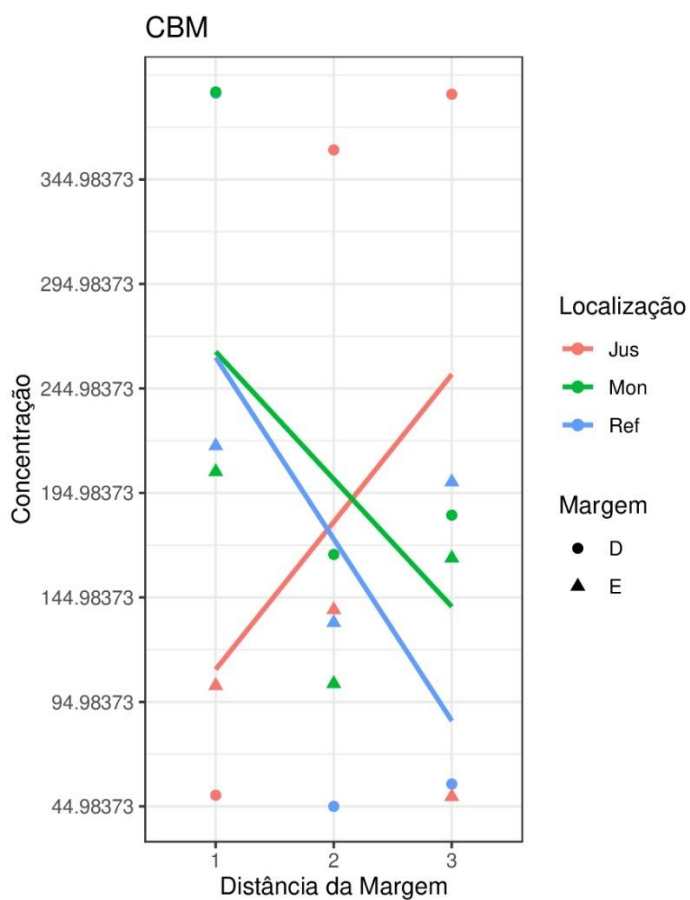
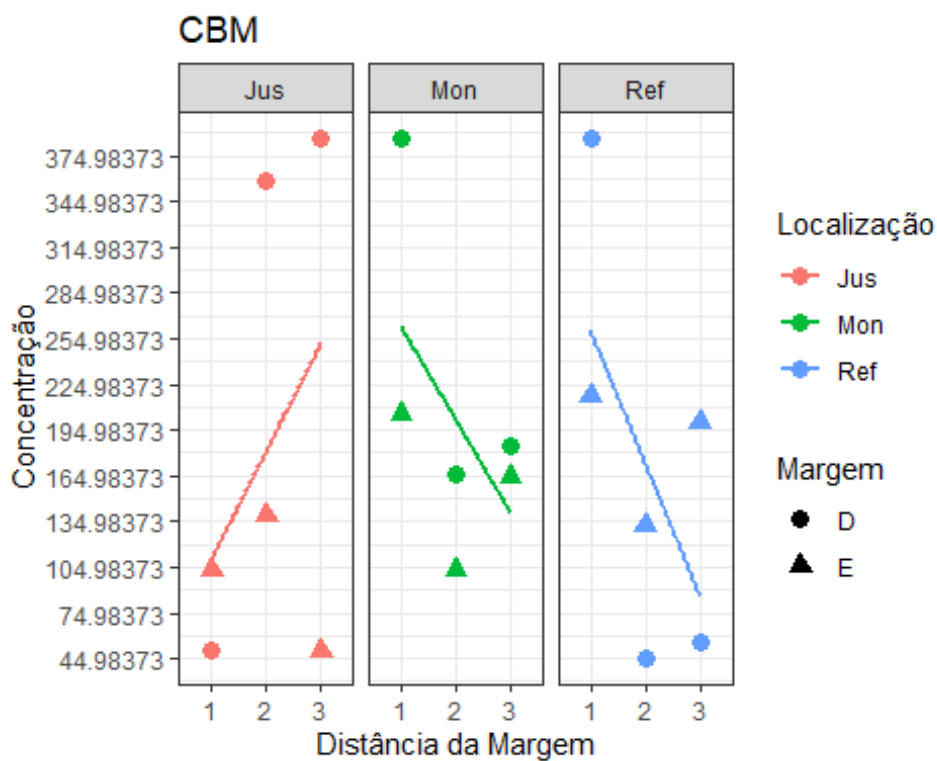


RBM



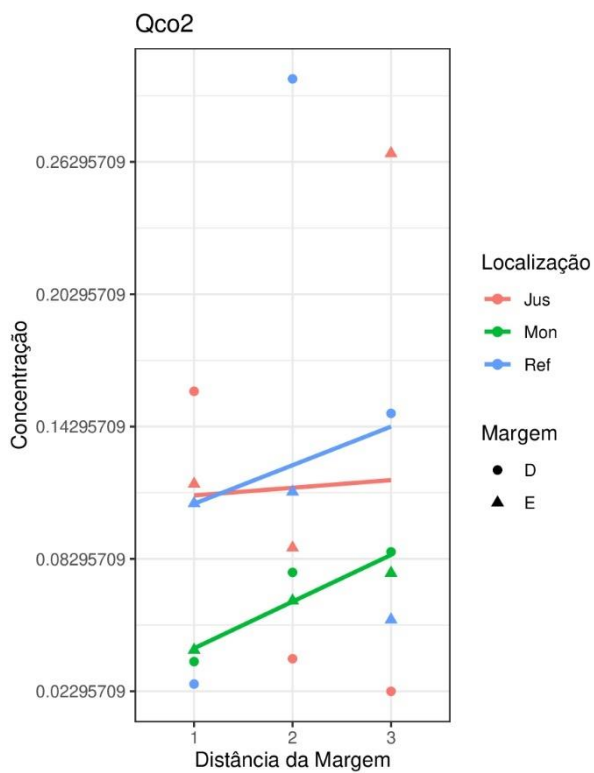
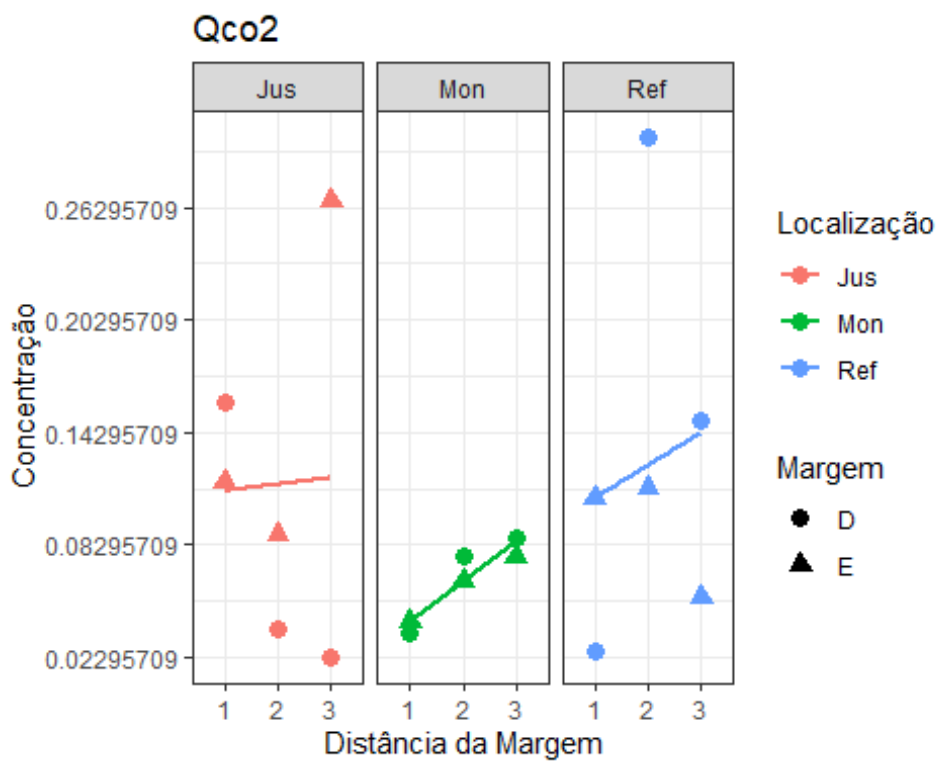


CBM





QC02





Avaliação do impacto dos rejeitos na microbiota do solo

❖ Testes de Wilcoxon para dados pareados

O teste utilizado para esta análise, foi o teste de Wilcoxon (Campos, 1979; Siegel e Castellan Jr., 2006) para dados pareados e que apresenta as seguintes hipóteses alternativas de acordo com as variáveis de interesse.

Hipóteses alternativas:

1. Respiração Basal do Solo (RBS): maior
2. Carbono da Biomassa Microbiana (CBM): menor
3. Quociente metabólico (qCO₂): maior
4. Enzimas: menor

Obs: A análise foi feita comparando montante com referência e jusante com referência.

Hipótese de nulidade para todos os testes a seguir:

$\mu = 0$ (onde μ é o valor esperado da diferença entre os dados pareados)

Variável	Hipótese alternativa	p- valor (Montante e referência)	p- valor (Jusante e referência)
Betaglic. normalizada	$\mu_D < 0$	0.07813	0.07813
Arilsulfatase normalizada	$\mu_D < 0$	0.01563	0.07813
Urease normalizada	$\mu_D < 0$	0.01563	0.7187
Fosfatase Ácida normalizada	$\mu_D > 0$	1	0.3438
Fosfatase Alcalina normalizada	$\mu_D > 0$	0.5781	0.3438
RBM	$\mu_D > 0$	0.6562	0.8906
CBM	$\mu_D < 0$	0.8906	0.5781



Variável	Hipótese alternativa	p- valor (Montante e referência)	p- valor (Jusante e referência)
Betaglic. normalizada	$\mu_D < 0$	0.07813	0.07813
Arilsulfatase normalizada	$\mu_D < 0$	0.01563	0.07813
QCO2	$\mu_D > 0$	0.9531	0.5781

Avaliação das inter-relações dos dados físico-químicos e biológicos

Para avaliar as inter-relações dos dados físicos - químicos e biológicos, utilizamos a análise de componentes principais (PCA), que tem como objetivo: explicar a estrutura de variância/covariância por meio de combinações lineares das variáveis originais.

❖ Análise exploratória multivariada de componentes principais (PCA)
Apresentamos em seguida, os gráficos de PCA resultantes do conjunto de dados completo e reduzido (apenas dados biológicos), respectivamente.

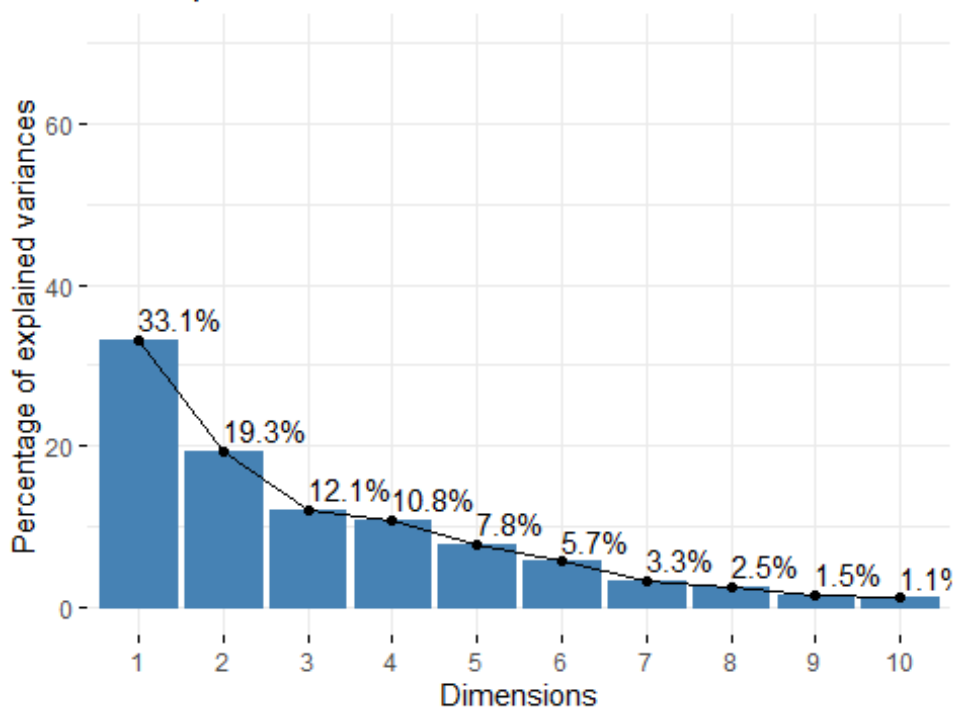
Novamente, o primeiro conjunto de gráficos engloba todas as diferentes formas que a equipe escolheu para representar os resultados. Para os casos seguintes, apenas dois desses serão selecionados como forma de condensar o relatório.

Dados completos

De início, fizemos uma análise exploratória com todos os dados e a partir daí fomos retirando as variáveis, até atingir em torno de 60% da variação explicada pelos dois primeiros componentes principais. A remoção de cada variável foi realizada considerando aquela de maior peso no autovetor associado ao menor autovalor.

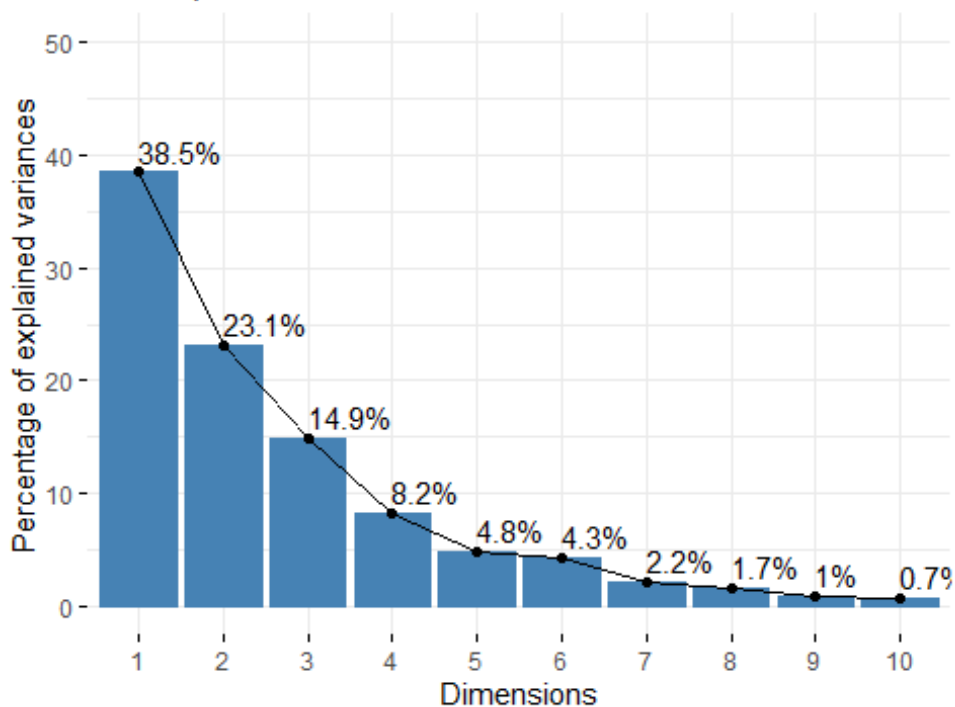
Scree-plot considerando todas as variáveis

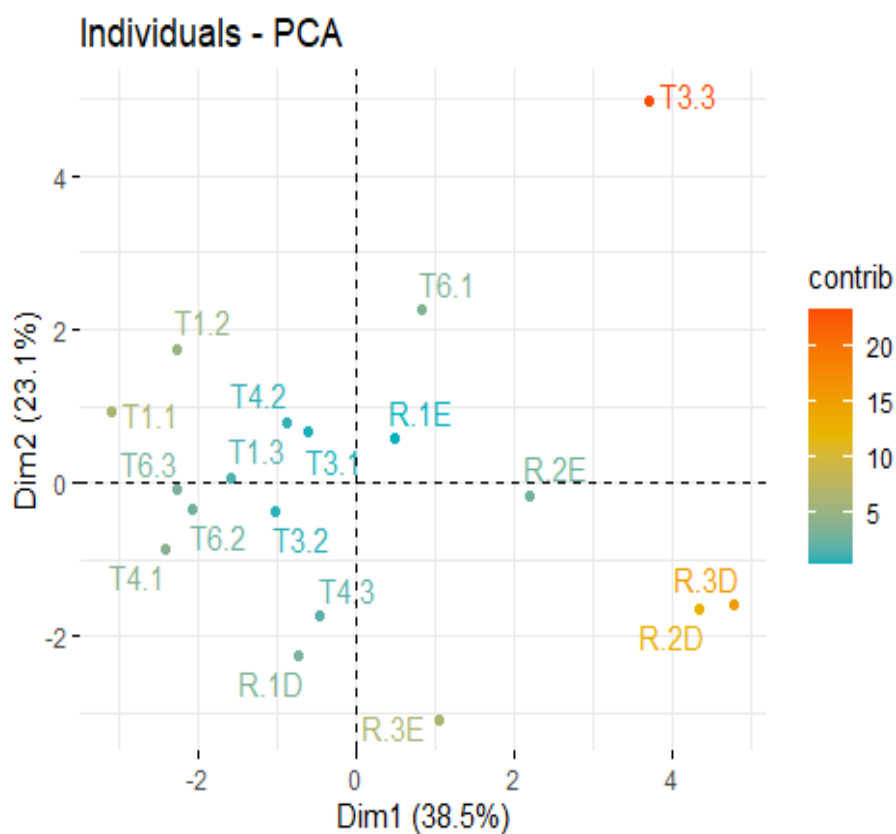
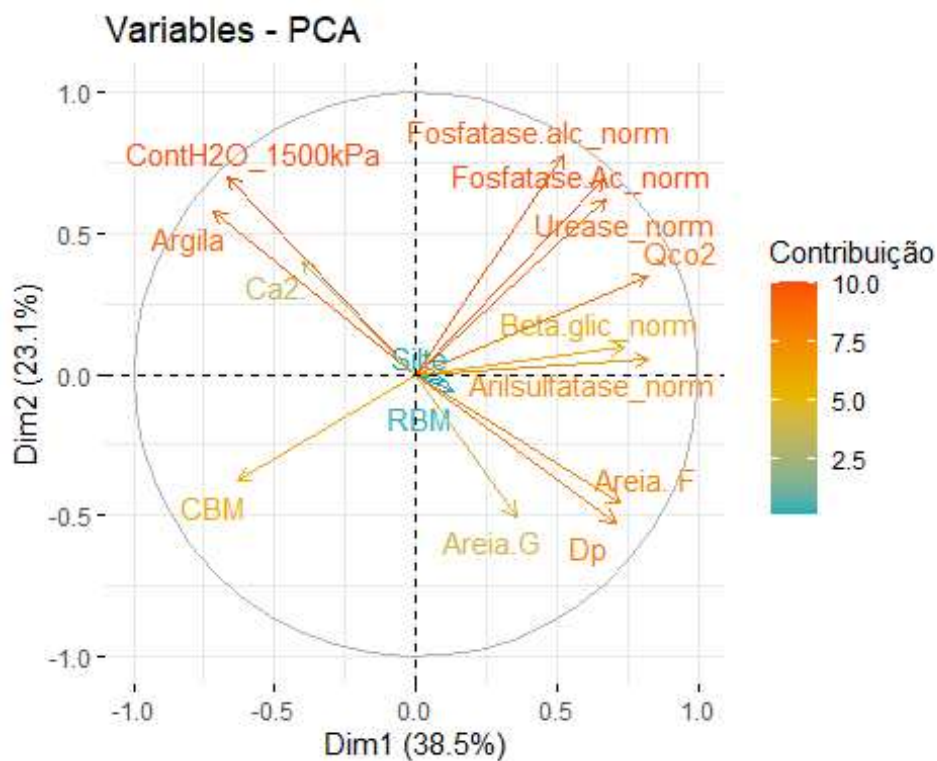
Scree plot

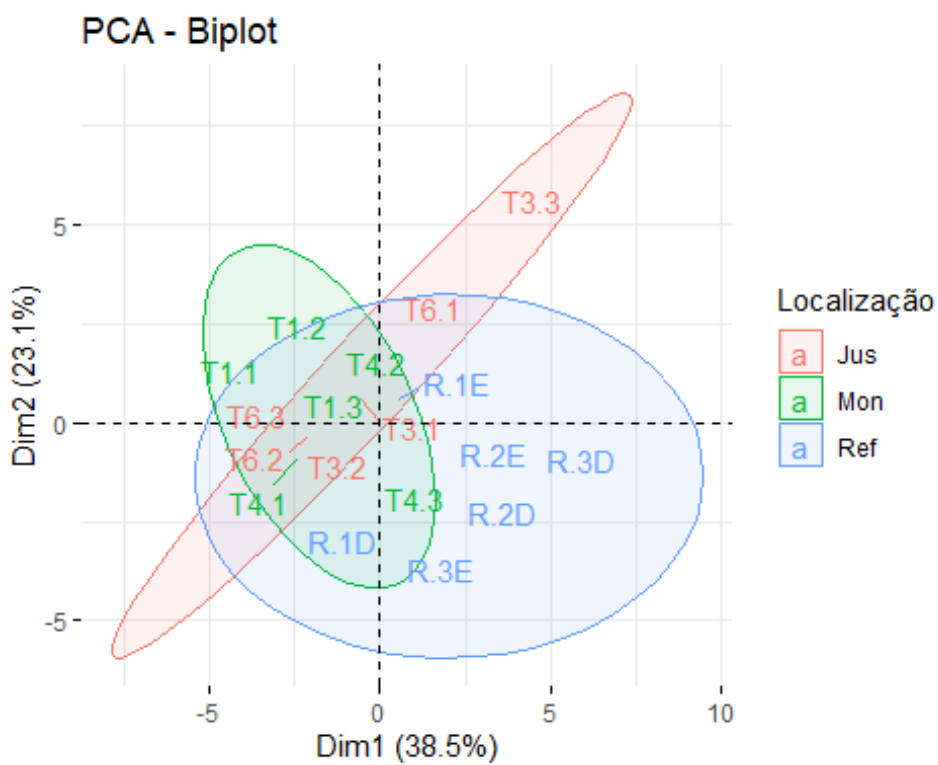
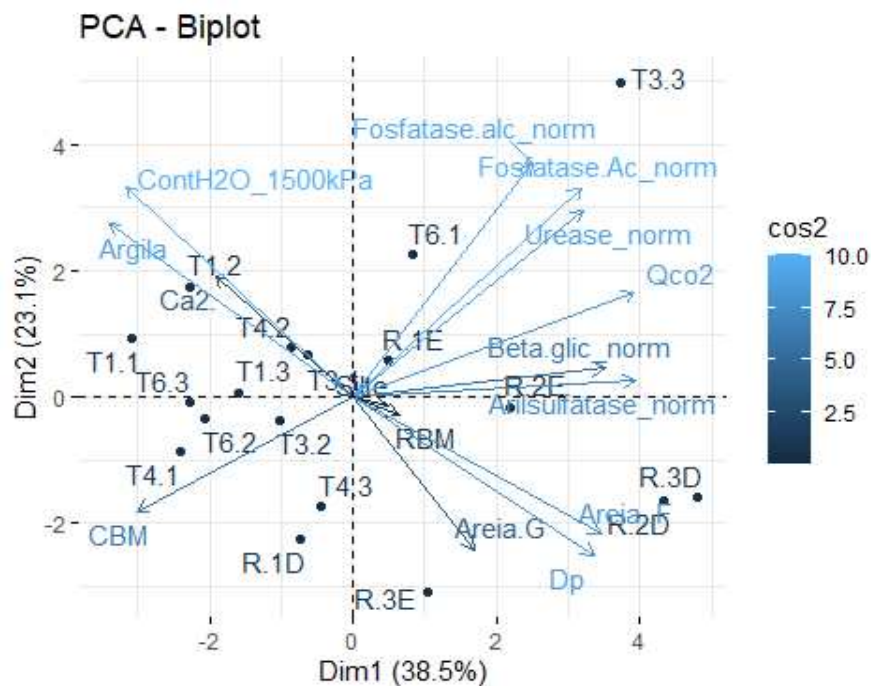


PCA, versão finalizada, após a retirada das variáveis Fe, SB, t, T2, Dp, MO, P_rem, Cu, Mn, Zn, Cont_H2O_10kPa, Mg2., H_Al, P, K, e pH_H2O:

Scree plot

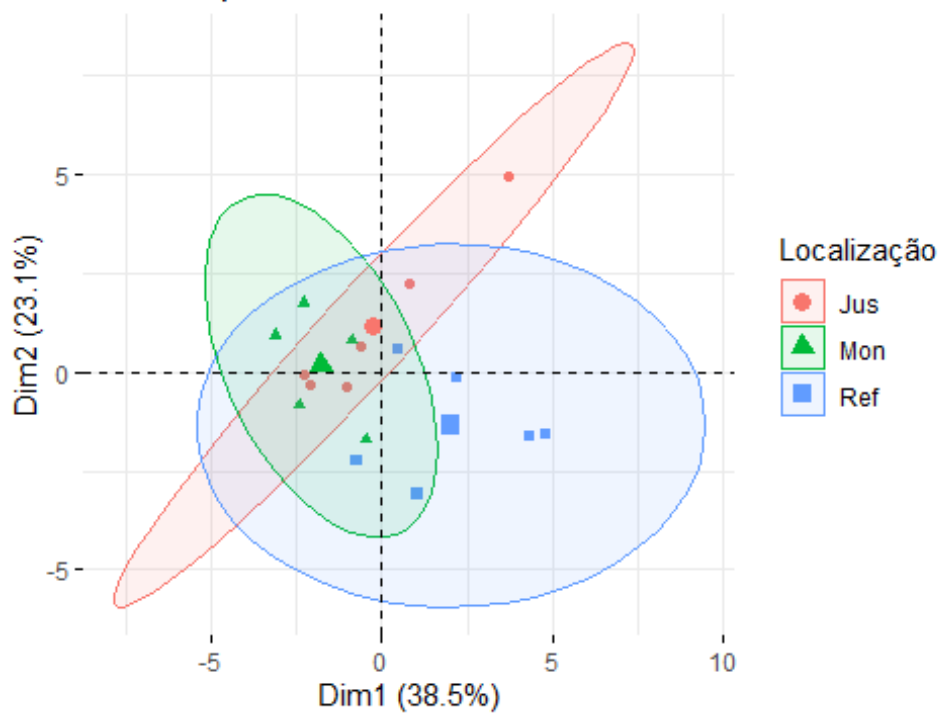








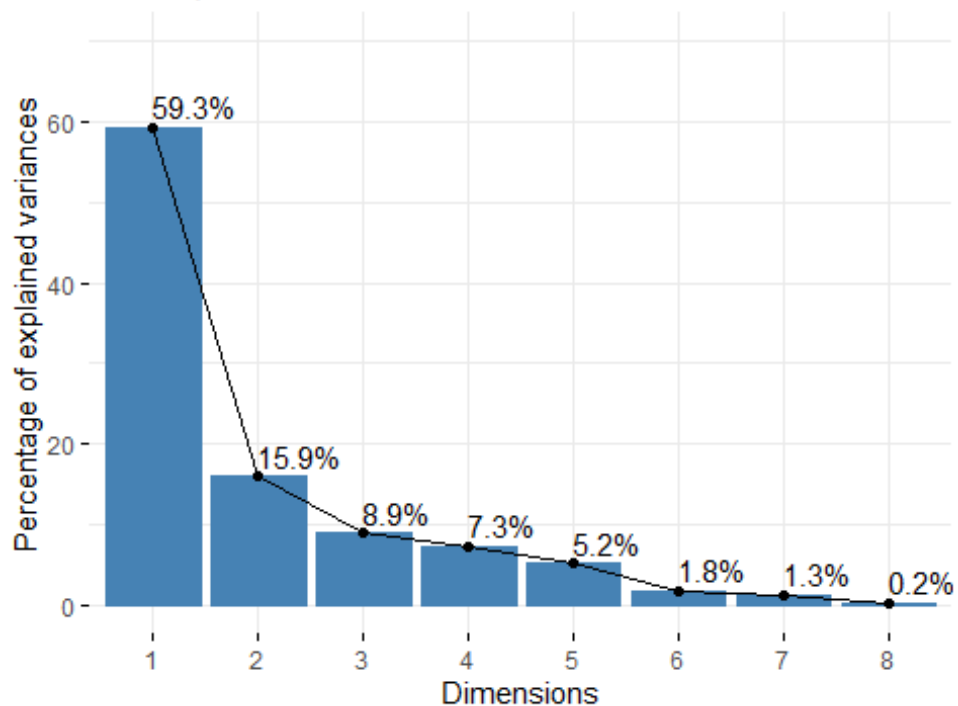
PCA - Biplot

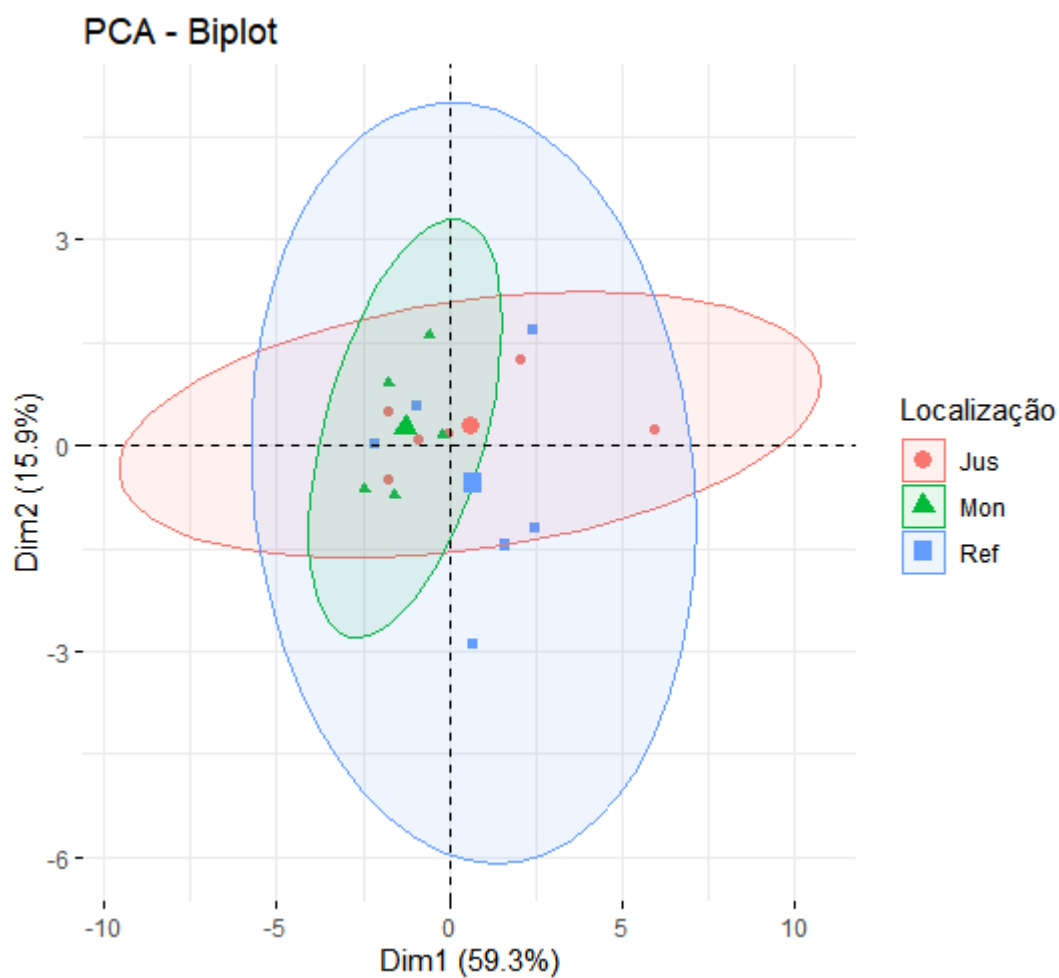


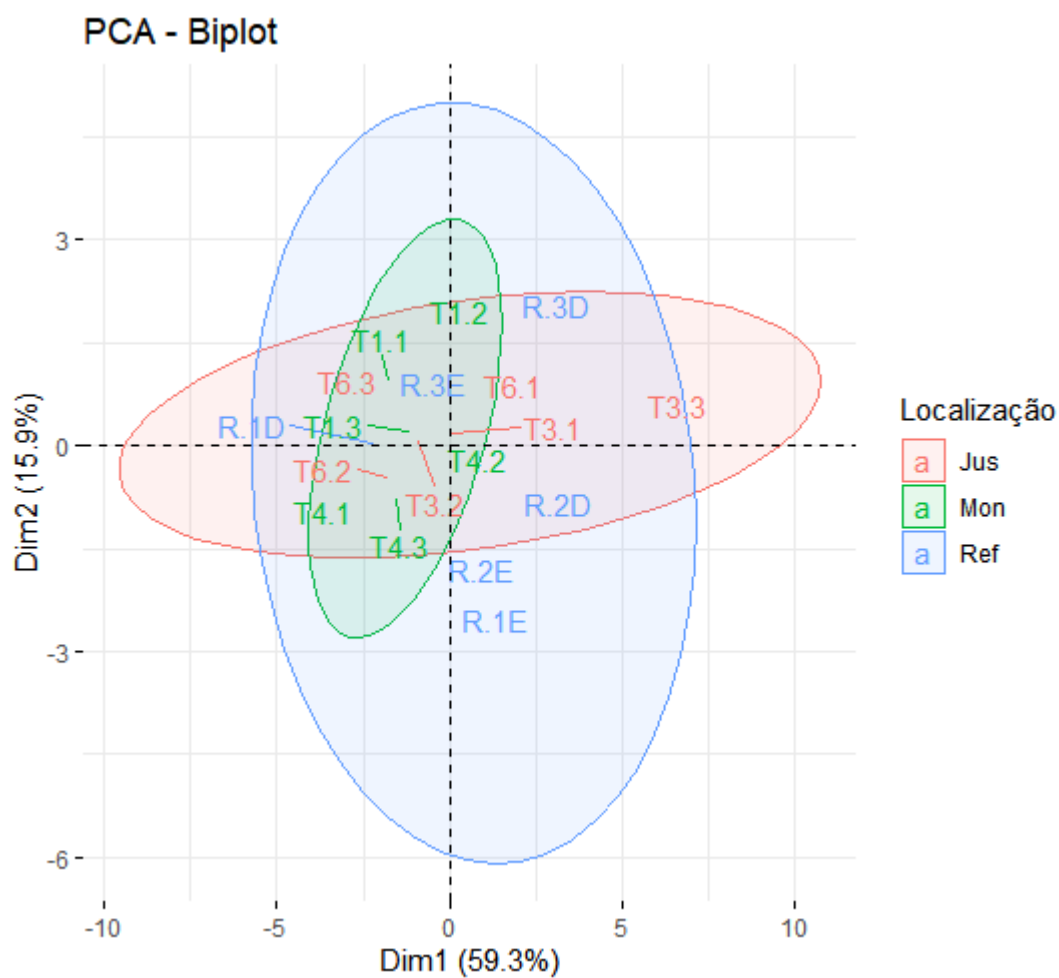


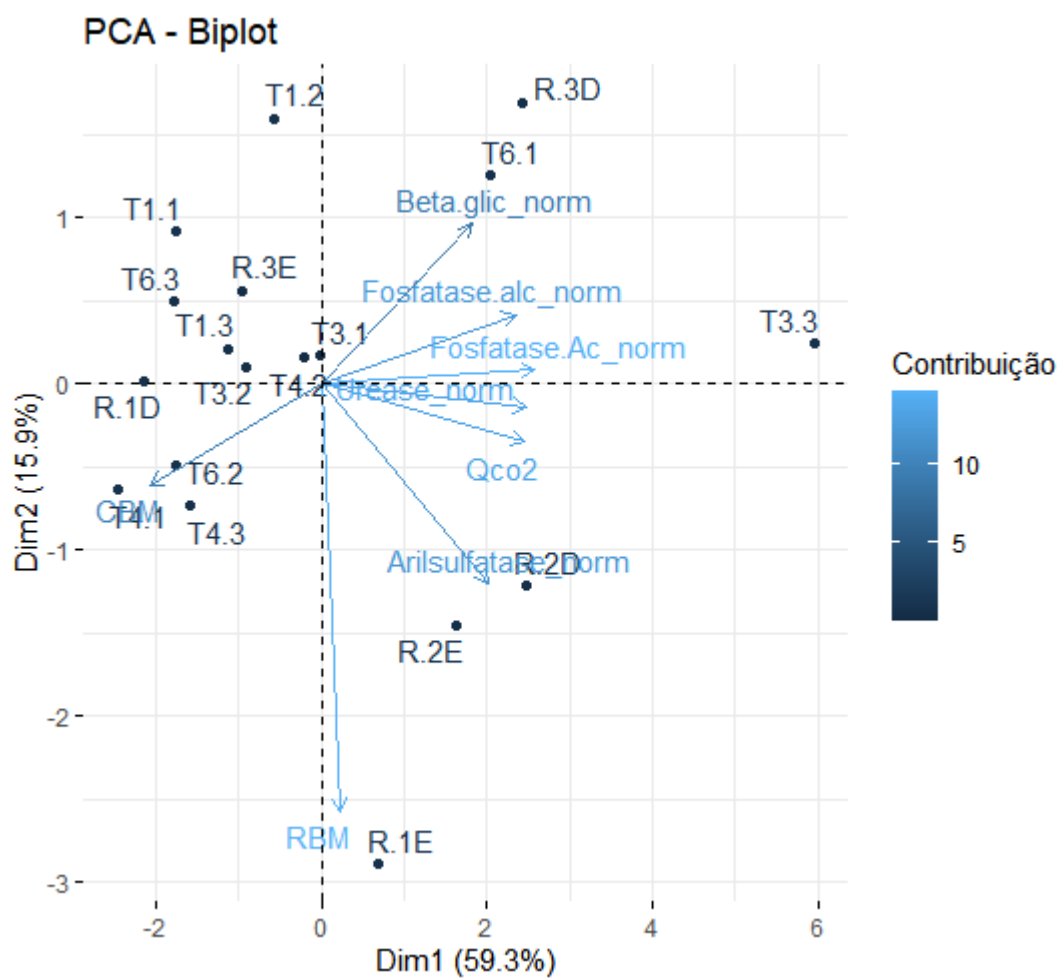
Dados biológicos

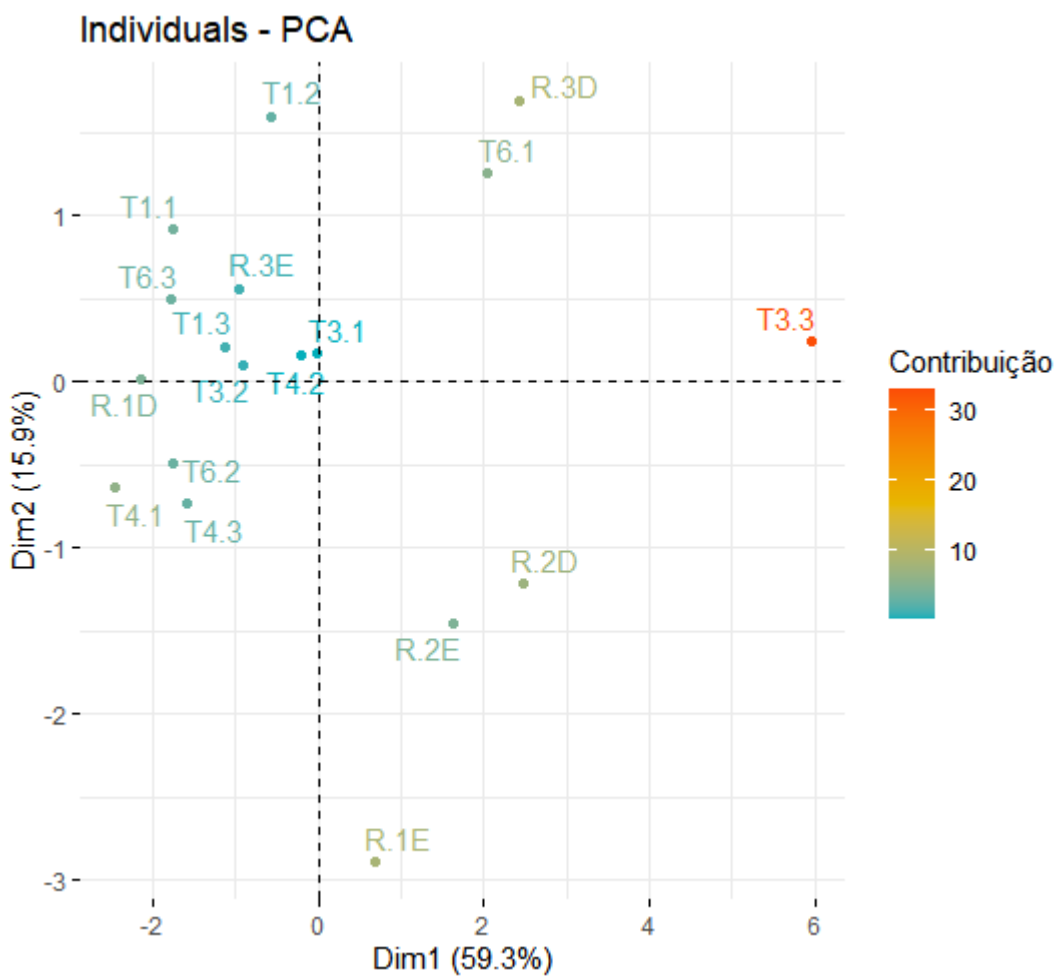
Scree plot

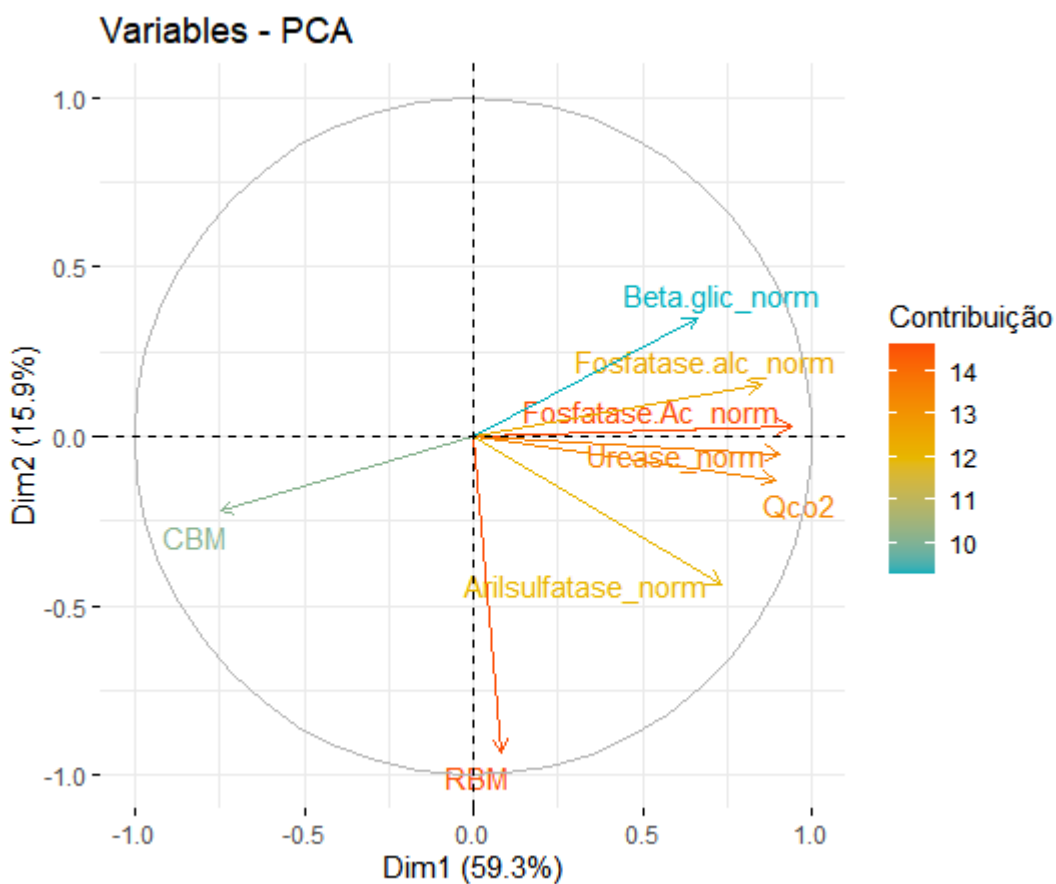














CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao longo das análises o maior desafio foi o tamanho relativo ao pequeno conjunto de dados, o que prejudica o estabelecimento de inferências. Um outro problema está atrelado ao inadequado planejamento experimental, que não permitiu remover eventuais fatores que podiam influenciar os resultados. Ainda assim foi possível obter alguns insights que permitirão nortear planejamentos futuros, para que os resultados possam ser mais conclusivos.

REFERÊNCIAS

Campos, H. Estatística experimental não-paramétrica. Departamento de Matematica e Estatistica da Escola Superior de Agricultura" Luiz de Queiroz, 1979.

Khatree R., Naik D.N. Multivariate data reduction and discrimination with SAS software. New York: John Wiley and Sons; 2000.

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Siegel, S.; Castellan Jr, N. J. Estatística não-paramétrica para ciências do comportamento. Artmed Editora, 2006.

Viçosa, 18 de setembro de 2023

Luiz Alexandre Peternelli
Prof. Coordenador do LAPEA

ANEXO 2 – DADOS BRUTOS

DADOS COLETA MARÇO 2023 - ESTAÇÃO CHUVOSA/VERAÃO																																	
Amostra	Código amostra	Profundidade Acústica (centímetro de leitura por grama de solo + kg de substância g" de solo)	Profundidade Aluvial (g de p- retido em g" de solo)	Beta-glucosidase (g de p- retido em g" de solo)	Atividade (g de p- retido em g" de solo)	Unidade (g de p- retido em g" de solo)	Resistência Bact. Microbiana - RBB (mg de C-CO ₂ por grama de solo por dia + mg C-CO ₂ de solo + mg de C ₂ g" de solo)	Captação de Bactérias Microbiana - CBM (mg de C-CO ₂ por grama de solo + mg de C ₂ g" de solo)	Quociente metabólico - QCO ₂ (RBB/CBM)	Área Grossa (h/g)	Área Fina (h/g)	Slur (h/g)	Argin (h/g)	Dp (g/cm)	Conteúdo de água retida a 10 kPa (h/g)	Conteúdo de água retida a 1500 kPa (h/g)	pH H ₂ O	P (mg/cm ²)	K (mg/cm ²)	Ca ²⁺ (mg/cm ²)	Mg ²⁺ (mg/cm ²)	NaAl (mg/cm ²)	BB (mg/cm ²)	I (mg/cm ²)	T (mg/cm ²)	T (mg/cm ²)	%	MO (h/g)	P _{rem} (mg/L)	Cu (mg/cm ²)	Mn (mg/cm ²)	Fe (mg/cm ²)	Zn (mg/cm ²)
1	TR01_PT1	216.048191	1.10.070632	47.809996	1.7907890	1.88864181	8.34702282	20.2309977	0.0630396	0.073	0.947	0.263	0.616	2.48602981	0.3141911	0.1005196	6.3	48.8	26	1.35	0.77	0.8	2.41	2.41	3.21	75.1	0.89	15.4	1.7	99.4	48.2	14.98	
3	TR02_PT1	625.044058	113.082761	94.543708	26.3010386	2.48309354	13.1342503	19.030056	0.0830548	0.118	0.127	0.354	0.301	2.30109343	0.30730096	0.14815737	6.21	4.1	44	2.86	0.71	2	3.75	3.75	5.73	85.1	1.58	18.9	10.22	218.5	142	7.99	
5	TR03_PT1	277.001011	432.884285	40.0764731	18.88584	1.40386046	15.8664815	120.361548	0.0860803	0.232	0.365	0.348	0.226	2.385	0.33723903	0.16403644	6.5	4	84	2.91	0.9	0	3.97	3.97	3.87	102.6	1.50	26.3	4.77	288.3	366.5	4.76	
7	TR04_PT1	348.845242	283.952817	101.1420074	15.9455477	4.71302284	20.11574074	348.651872	0.08155192	0.13	0.133	0.395	0.342	2.95014245	0.29483617	0.125641028	7.15	213.4	76	4.76	1.92	0.7	6.87	6.87	7.57	90.8	2.45	18.9	4.72	248.3	128.1	41.88	
9	TR05_PT1	132.988796	100.580994	50.1543636	0	3.05613844	11.2037037	28.2861044	0.396114312	0.282	0.056	0.214	0.646	2.678726343	0.27310243	0.16318994	6.63	2.6	38	1.1	0.54	0.7	1.74	1.74	2.44	71.3	0.52	12.2	1.08	76.4	35	1.05	
11	TR06_PT1	363.035349	181.007378	47.6580711	30.1205435	3.00271388	14.5138889	114.945056	0.0612558	0.006	0.216	0.501	0.278	2.580278128	0.41881481	0.17389194	6.6	4.7	70	3.19	1.02	1.4	4.39	4.39	5.79	78.8	1.84	23.8	6.75	522.5	655.5	6.6	
13	REF_PT1_ME	705.1494912	128.597812	84.2373208	83.2748181	1.77203536	17.1805556	57.6013832	0.4707469	0.04	0.274	0.506	0.179	2.59871722	0.41873037	0.097185343	6.18	2.6	68	2.49	1.07	1.9	3.73	3.73	5.63	96.3	1.71	28.5	4.24	280.4	634.5	2.87	
15	REF_PT1_MD	1018.86285	212.690704	193.168586	87.47517973	7.80312139	24.4444444	302.500838	0.08080456	0.083	0.192	0.477	0.248	2.626514883	0.410473815	0.111810235	5.39	2.4	106	3.31	1.11	3.1	4.89	4.89	7.79	80.2	3.12	27.4	5.04	303.6	619	4.13	
17	TR01_PT2	519.850492	228.672074	100.820313	20.07897134	3.77777131	9.18696667	145.5601697	0.06297103	0.071	0.069	0.338	0.522	2.813281164	0.325659472	0.162494279	6.75	148.5	70	3.04	1.31	0.8	4.53	4.53	5.33	85	1.58	18.2	3.56	259.6	71.5	29.04	
19	TR02_PT2	1081.150016	395.6210131	191.1074296	38.48280866	6.98411254	26.0953704	426.4231701	0.06100572	0.205	0.124	0.276	0.396	2.956748222	0.29745305	0.148224365	6.09	125.2	80	5.44	1.93	5	7.6	7.6	12.6	80.3	5.24	20	3.38	293.5	145.5	36.72	
21	TR03_PT2	253.031651	96.4181154	29.37021709	16.064669	1.08074048	11.0703889	75.2435971	0.147207061	0.066	0.513	0.267	0.154	2.603491272	0.25	0.08086267	6.47	3	50	2.29	0.68	1.1	3.1	3.1	4.2	73.8	1.09	31.3	3.57	184.5	268.7	3.58	
23	TR04_PT2	374.3881992	182.012576	65.7027192	17.884248	16.93287037	133.084661	11.0733626	0.151	0.168	0.306	0.375	3.17397882	0.21942215	0.126348228	6.98	9.9	68	3.29	1.21	1.2	4.67	4.67	5.87	79.6	1.58	14.9	21.3	212.2	44.5	3.25		
25	TR05_PT2	621.682194	258.8537277	197.028441	43.1620451	5.25239878	21.1342926	247.1836285	0.08500239	0.049	0.136	0.275	0.44	1.69923983	0.2141876	0.15826243	6.38	5.8	100	4.35	1.83	3.1	6.44	6.44	9.54	87.5	4.85	15.4	2.1	240.8	129.2	3.51	
27	TR06_PT2	277.515818	203.843421	83.38887454	31.33218205	4.830914197	18.4094815	165.0756174	0.11904288	0.05	0.136	0.446	0.368	2.717815345	0.407208176	0.161572002	6.58	4.5	102	3.11	1.18	1.5	4.46	4.46	6.05	75.2	2.23	17.6	5.22	390.3	414.3	5.76	
29	REF_PT2_MD	552.1160836	133.3557029	113.126092	47.3806755	2.86443077	20.49786519	287.4733714	0.0713209	0.334	0.309	0.19	0.147	3.0682307	0.14831873	0.04902407	5.3	2.1	38	2.4	0.68	3.8	3.18	3.24	6.98	45.6	1.85	41.1	0.95	137.1	33.2	3.77	
31	REF_PT2_ME	632.445337	130.7707622	119.6138165	76.34371612	3.81784751	12.06416667	47.2061471	0.28702644	0.134	0.154	0.483	0.209	2.91971831	0.40084855	0.09660808	5.72	2.2	70	2.81	0.88	3.5	3.87	3.87	7.37	92.5	1.3	29.9	3.96	131.7	310.6	3.99	
33	TR01_PT3	389.860943	233.225327	108.656415	27.71030556	3.1793038	37.11342503	32.9111886	0.0487311	0.097	0.169	0.313	0.421	3.08823329	0.23438509	0.14763525	6.17	72.6	66	3.15	1.41	1.1	4.73	4.73	5.83	81.1	1.21	22.7	3.12	297.5	66	20.87	
35	TR02_PT3	320.267866	235.954333	109.7379101	44.55651527	4.54498585	18.7102776	10.5642364	0.39654057	0.143	0.24	0.286	0.331	2.631867213	0.256194876	0.12281810	6.56	15.9	136	6.83	0.88	2.6	8.06	8.06	10.66	75.6	2.32	18.3	2.53	305.6	48.8	7.83	
37	TR03_PT3	96.31729381	60.74340673	24.1055414	8.02640333	1.973181994	8.657407407	185.522004	0.04664727	0.084	0.61	0.178	0.126	2.941781384	0.18334229	0.048487131	6.41	3	48	1.89	0.6	1.1	2.61	2.61	3.71	70.4	0.93	33.3	3.14	188.3	268.8	3.86	
39	TR04_PT3	143.233665	114.6091426	27.028304	5.05840745	1.7914468	14.8858333	147.6188814	0.10772207	0.175	0.266	0.314	0.218	3.08347107	0.16240501	0.03067093	7.28	18.7	76	3.53	0.61	0.2	4.33	4.33	4.53	95.6	6.09	15.6	5	128.2	70.8	6.01	
41	TR05_PT3	153.052891	108.490688	37.82971301	7.96257391	0.68571179	11.71296236	228.683709	0.03263963	0.289	0.213	0.337	0.181	2.841180231	0.24542522	0.080624762	6.85	44	72	74.1	1.27	0.7	8.86	8.86	9.56	92.7	0.85	24.6	3.62	164.6	142.3	4.69	
43	TR06_PT3	847.6072038	132.599445	73.17108974	17.7108733	93.56819079	21.71083333	95.56819079	0.147	0.168	0.218	0.466	2.703511054	0.313738441	0.148881767	5.92	3.2	92	2.04	0.95	4.2	3.23	3.23	74.3	43.5	3.68	16.8	2.58	260.6	322.7	3.25		
45	REF_PT3_MD	191.7157129	77.8601533	38.8927807	18.2358932	1.440314365	9.93555556	108.720537	0.09134028	0.301	0.445	0.145	0.109	4.17827869	0.08195122	0.012628734	5.98	3.8	34	3.64	1.06	2.4	4.79	4.79	7.19	86.6	0.64	42.3	0.17	143.1	6.9	6.2	
47	REF_PT3_ME	450.404308	63.01378952	84.8952869	46.67915747	2.77321164	11.2037037	115.4813037	0.09107114	0.342	0.204	0.231	0.223	3.011627907	0.18444849	0.07369252	5.34	1.2	58	1.08	0.31	3.4	1.54	1.64	4.84	31.2	1.61	31.2	1.48	91.7	117.2	1.85	
ALSP - P. Interior ao Limite de Sustentação Praticável																																	

DADOS COLETA SETEMBRO 2023 - ESTAÇÃO SECA/INVERNO																																	
Amostra	Código amostra	Profundidade acústica (cm) por grama de solo + kg de substância g" de solo	Profundidade Aluvial (g de p- retido em g" de solo)	Beta-glucosidase (g de p- retido em g" de solo)	Atividade (g de p- retido em g" de solo)	Unidade (g de p- retido em g" de solo)	Resistência Bact. Microbiana - RBB (mg de C-CO ₂ por grama de solo por dia + mg C-CO ₂ de solo + mg de C ₂ g" de solo)	Captação de Bactérias Microbiana - CBM (mg de C-CO ₂ por grama de solo + mg de C ₂ g" de solo)	Quociente metabólico - QCO ₂ (RBB/CBM)	Área Grossa (h/g)	Área Fina (h/g)	Slur (h/g)	Argin (h/g)	Dp (g/cm)	Conteúdo de água retida a 10 kPa (h/g)	Conteúdo de água retida a 1500 kPa (h/g)	pH H ₂ O	P (mg/cm ²)	K (mg/cm ²)	Ca ²⁺ (mg/cm ²)	Mg ²⁺ (mg/cm ²)	NaAl (mg/cm ²)	BB (mg/cm ²)	I (mg/cm ²)	T (mg/cm ²)	T (mg/cm ²)	%	MO (h/g)	P _{rem} (mg/L)	Cu (mg/cm ²)	Mn (mg/cm ²)	Fe (mg/cm ²)	Zn (mg/cm ²)
1	TR01_PT1	39.6062939	115.6978602	57.45402819	11.7200983	0.822935117	8.5368804	205.1007522	0.04081	0.058	0.038	0.15	0.754	2.78	0.313	0.212	6.2	17.3	35	1.42	0.72	1	2.23	2.23	3.23	89	0.4	13.3	1.01	58.6	43.7	5.82	
3	TR02_PT1	54.08447484	77.559984	61.83327591	21.7986004	1.788094181	7.34008881	303.9172844	0.101	0.105	0.265	0.529	2.53	0.289	0.157	6.4	3.9	45	2.13	0.93	1.5	2.78	2.78	4.28	85	0.94	13.2	3.97	90.5	72.2	3.11		
5	TR03_PT1	68.76341223	72.46494525	46.7775893	13.52598176	1.845887584	12.0196276	102.7322554	0.158	0.182	0.206	0.454	2.5	0.275	0.151	6.24	0.4	54	1.54	0.74	1.9	2.42	2.42	4.32	96	1.33	9.1	1.48	137.9	384.4	1.58		
7	TR04_PT1	40.84810734	18.500925	73.0017022	19.486851	2.842591787	14.9202088	386.871415	0.13	0.161	0.299	0.439	0.24	0.289	0.129	7.26	11.4	75	5.18	1.25	0.3	4.82	4.82	4.92	92.9	1.29	12.1	2.88	282.7	84.7	3.2		
9	TR05_PT1	51.0420058	147.315058	108.943088	15.27200415	2.457193967	6.86490027	64.1185097	0.086	0.040	0.253	0.606	2.67	0.368	0.181	6.8	6	58	0.202	0.63	0.9	2.8	2.8	3.7	75.7	10.3	11.5	2.21	244.8	90.7	2.1		
11	TR06_PT1	61.9030034	104.02421	36.2283785	11.750263	1.345374263	7.96981006	50.3204913	0.192	0.188	0.166	0.454	2.6	0.269	0.136	6.6	1.4	53	2.25	0.9	1.6	3.29	3.29	4.89	67.3	1.72	9.2	1.32	143.5	120.4	2.44		
13	REF_PT1_ME	149.5880392	252.447239	174.662621	105.5604349	3.85003302	23.1345488	217.459953	0.033	0.184	0.505	0.228	0.724	0.536	0.133	6.21	3.6	80	2.28	0.82	2.2	3.25	3.25	5.4	58.6	2.2	21.3	3.88	188.4	724.4	2.55		
15	REF_PT1_ME	90.84024	126.014756	75.9414433	61.38918628	3.9230704	10.1348534	366.020068	0.16	0.38	0.288	0.172	0.299	0.076	6.32	1.8	44	1.84	0.53	3	2.48	2.48	5.48	4.05	1.61	29.1	2.88	163.8	537.8	2.48			
17	TR01_PT2	42.7338154	73.7937482	77.5701363	8.82619176	1.09014387	6.63024722	103.660381	0.086	0.057	0.153	0.704	2.23	0.284	0.19	6.95	38.65	31	2.78	1.42	0.2	4.28	4.28	4.48	95.5	0.43	16.2	5.25	126.8	153.5	4.89		
19	TR02_PT2	121.333341	156.28831	84.4238326	33.4042789	3.31006904	12.7820331	22.1059937	0.242	0.201	0.299	0.448	3.22	0.242	0.118	5.65	3	63	2.94	0.59	6.2	3.39	3.39	9.59	35.3	3.01	15.7	2.72	240.5	171.4	3.34		
21	TR03_PT2	62.9047832	69.5594413	29.8846279	8.41364336	1.78466204	12.2341579	130.009665	0.254	0.161	0.148	0.438	2.5	0.245	0.123	6.48	0	35	1.37	0.49	1.4	2.09	2.09	3.49	58.9	1.16	9.6	1.13	99.2	142.6	1.01		
23	TR04_PT2	88.3650045	205.730326	107.5849327	22.7837421	2.368135113	12.7188883	165.539416	0.149	0.165	0.248	0.419	2.99	0.326	0.13	6.71	4.9	47	3.78	1.48	2.5	5.38	5.38	7.88	68.3	3.02	13.1	1.97	420.7	127.8	3.75		
25	TR05_PT2	75.9180527	133.704000	141.4051278	28.3787967	3.31477878	12.8389371	211.282147	0.137	0.188	0.281	0.412	2.94	0.314	0.135	8.85	10.8	73	4.51	1.57	1.8	6.27	6.27	8.07	77.7	3.02	13.5	2.88	98.9	118.8	4.38		
27	TR06_PT2	116.284439	177.892005	118.1240787	26.9127681	6.30548873	13.3066913	31.627	0.173	0.196	0.083	0.539	2.03	0.369	0.131	6.27	0.9	68	2.34	1.15	2.7	6.06	6.06	6.36	57.5	2.97	13	1.14	96.1	179	1.41		
29	REF_PT2_ME	41.61211923	28.85574891	34.22781064	1.20099993	13.52195874	44.9837296	0.154	0.364	0.352	0.137	0.117	0.435	0.114	0.041	5.54	1.9	29	0.61	0.83	0.29	3.3	0.97	1.03	42.7	22.7	0.24	35.7	1.19	95.2	334	2.02	
31	REF_PT2_ME	120.6752081	171.017635	72.26378117	84.866404	5.306191863	132.854042	0.192	0.303	0.29	0.215	0.303	0.081	5.55	1.6	62	0.83	0.26	4.6	1.25	1.46	5.85	2.14	2.16	27.4	2.75	95.5	227.6	1.83				
33	TR01_PT3	27.7757804	128.661800	64.9002879	3.68833252	1.792044131	12.53512286	163.7448106	0.212	0.125	0.308	0.456	2.67	0.247	0.105	75.33	4.6	276	1.45	0.3	4.33	4.33	4.43	83.5	0.89	20.6	3.84	133.6	120.7	3.04			
35	TR02_PT3	107.1471762	154.796391	34.7196287	8.80247382	3.80247382	12.8032917	246.848695	0.102	0.128	0.353	0.317	2.99	0.268	0.122	5.97	9.8	399	0.53	4.4	4.72	4.72	9.12	51.8	2.08	20.6	3.59	206.9	105.4	7.86			
37	TR03_PT3	127.510601	135.421989	66.2673001	20.10265867	3.39642646	13.24074074	49.8141276	0.154	0.224	0.222	0.4	2.7	0.255	0.153	6.23	33	74	2.38	1.27	3.9	4.4	4.4	8.3	53	3.05	15.8	2.27	347.4	263.5	2.59		
39	TR04_PT3	13.96157573	89.8860611	13.7842507	3.82176434	1.20681347	14.3642768	58.8600174	0.205	0.314	0.324	0.145	3.39	0.195	0.085	7.78	22.4	87	3.18	0.36	0	3.75	3.75	100	0.19	15.9	3.87	222.7	108	0.99			
41	TR05_PT3	169.548666	208.718558	145.320789	53.53358	10.03898118	17.79428919	357.0745187	0.174	0.145	0.256	0.424	2.67	0.326	0.147	11.4	22.4	83	4.2	1.1	5	5.54	5.54	10.54	52.6	5.1	19.1	3.04	197.6	201.8	10.97		
43	TR06_PT3	169.240074	166.761801	145.989052	36.002067	6.96542346	8.65633686	385.7707768	0.21	0.187	0.095	0.496	2.44	0.158	0.09	1.9	62	289	0.83	4.7	3.78	3.78	8.48	44.6	4.06	17.9	3	113.5	317.4	2.3			
45	REF_PT3_ME	45.411095	72.0664167	178.188545	22.4048167	1.43504222	8.29137735	55.67132764	0.152	0.81	0.198	0.039	0.513	0.101	0.038	5.5	2.6	42	1.81	0.37	3.2	2.09	2.09	5.29	36.5	0.43	42.8	0.48	161.5	24.2	2.8		
47	REF_PT3_ME	60.3287031	57.80021467	307.3630358	22.3001494	1.480001265	11.0923024	200.2387449	0.141	0.218	0.171	0.14	3.7	0.161	0.044	5.84	1.2	43	0.84	0.32	3.2	1.17	1.17	4.37	26.8	0.43	28.5	1.36	103.6	92.5	1.91		

		MARÇO 2022					SETEMBRO 2022				
Amostra	Código amostra	Fosfatase ácida (micrograma de substrato enzimático por grama de solo dividido pela CBM, ug de carbono por grama de solo = µg de substrato por g de C).	Fosfatase alcalina (µg de substrato por g de C)	Beta-glicosidase (µg de substrato por g de C)	Arlsulfatase (µg de substrato por g de C)	Urease (µg de substrato por g de C)	Fosfatase ácida (µg substrato por g de C)	Fosfatase alcalina (µg substrato por g de C)	Beta-glicosidase (µg substrato por g de C)	Arlsulfatase (µg substrato por g de C)	Urease (µg substrato por g de C)
1	TRS1_PT1	1.057976264	0.541557018	0.235196943	0.008638068	0.009783725	0.193106261	0.564102564	0.280125878	0.057167313	0.004012346
3	TRS2_PT1	3.930595202	0.714872685	0.594499559	0.165509259	0.016653149	0.177957819	0.255200914	0.203454067	0.071725614	0.005883488
5	TRS3_PT1	2.305265671	3.424634503	0.365588869	0.15664557	0.012390736	0.669638035	0.705373041	0.455337691	0.131682009	0.018055556
7	TRS4_PT1	1.414325062	1.151271545	0.410062193	0.063411429	0.019110428	0.105857086	0.348773091	0.188693279	0.050354776	0.005286738
9	TRS5_PT1	11.06592234	3.556103801	1.793077601	0	0.108171127	0.796057099	2.297542735	1.698329702	0.238297804	0.038240741
11	TRS6_PT1	3.165285451	1.400730994	0.414621914	0.262042897	0.028715531	1.23030065	2.067396724	0.719952796	0.233607881	0.026736111
13	REF_PT1_ME	12.2408763	2.232364766	1.462301587	1.445587201	0.030778589	0.687750083	1.160890759	0.803206699	0.485424742	0.017708333
15	REF_PT1_MD	3.368139155	0.703095183	0.6385524	0.289168332	0.026083152	0.23522101	0.32627018	0.196623094	0.158968562	0.010157127
17	TRS1_PT2	3.571378146	1.570979532	0.692636684	0.179149086	0.02595296	0.412166556	0.711738782	0.748161765	0.086092943	0.015335648
19	TRS2_PT2	2.535392285	0.928235239	0.448163794	0.090269271	0.01423096	0.969884259	1.249252137	0.674818446	0.267005814	0.026458333
21	TRS3_PT2	3.362833026	1.281725146	0.390335097	0.21350211	0.014363341	0.452480159	0.500356125	0.215686275	0.060513566	0.0128367
23	TRS4_PT2	2.813153775	1.367642544	0.493690476	0.133632208	0.025604217	0.53343998	1.242788462	0.649904684	0.137633236	0.014305556
25	TRS5_PT2	3.324768001	1.047212266	0.80073452	0.174617165	0.021248813	0.359380836	1.484744218	0.669261822	0.134281426	0.015686275
27	TRS6_PT2	1.789653244	1.314480287	0.537730405	0.201980057	0.02991453	0.323806258	0.383975678	0.328928965	0.074941382	0.017558299
29	REF_PT2_MD	1.920581655	0.463888889	0.393518519	0.16485933	0.008294483	0.925048225	0.641470798	0.760893246	0.66307332	0.026736111
31	REF_PT2_ME	13.40599366	2.770206093	2.533860896	1.617240919	0.080876068	0.908333333	0.850694444	0.543936093	0.639534884	0.040572391
33	TRS1_PT3	1.209589858	0.724501792	0.561198966	0.086080484	0.009863248	0.169627171	0.78573581	0.396346573	0.021181177	0.010933048
35	TRS2_PT3	6.32387211	4.461603943	2.166838932	0.879794338	0.08974359	0.37595564	0.554479438	0.367725995	0.120414841	0.013345411
37	TRS3_PT3	0.528809346	0.326714456	0.129675567	0.046969373	0.008461538	2.569152337	2.728699252	2.000090777	0.40503876	0.068402778
39	TRS4_PT3	0.969130624	0.776702509	0.188939133	0.034228098	0.00730057	0.073558408	0.484898059	0.074766249	0.020729369	0.006886574
41	TRS5_PT3	0.684025188	0.485055755	0.169121447	0.033809156	0.003062678	0.474827964	0.661127646	0.406993723	0.149922711	0.016898148
43	TRS6_PT3	8.86965573	1.387485066	1.812015504	0.447136159	0.079273504	0.438698384	0.432274247	0.37842782	0.093323433	0.018055556
45	REF_PT3_MD	1.76338139	0.717124652	0.36692985	0.167729107	0.013247863	0.815699956	1.294497863	3.199825708	0.403262274	0.026111111
47	REF_PT3_ME	3.900242356	0.545663082	0.734754522	0.404214744	0.024017094	0.301298904	0.289170365	1.535059494	0.180894082	0.007291667

ANEXO 3 – APLICAÇÃO KRUSKAL-WALLIS EM DOIS GRUPOS

Aplicação do teste Kruskal-Wallis separando as amostras entre área “Afetada” e “Não Afetada”

Script utilizado

```
#####  
  
#  
  
# Null Hypothesis: The mean ranks of the groups are the same  
  
# Alternate Hypothesis: The mean ranks of the groups are not the same  
  
#  
  
# Alpha = 0.05  
  
#  
  
#####  
  
#  
  
soilData <- read.csv(file = "RBS.csv", header = TRUE, sep = ",")  
  
print(soilData)  
  
#  
  
# Check for Normality  
  
shapiro.test(soilData$Afetado)  
  
shapiro.test(soilData$Nafetado)  
  
  
#  
  
# Visualise  
  
boxplot(soilData)  
  
#  
  
# run K-W test
```



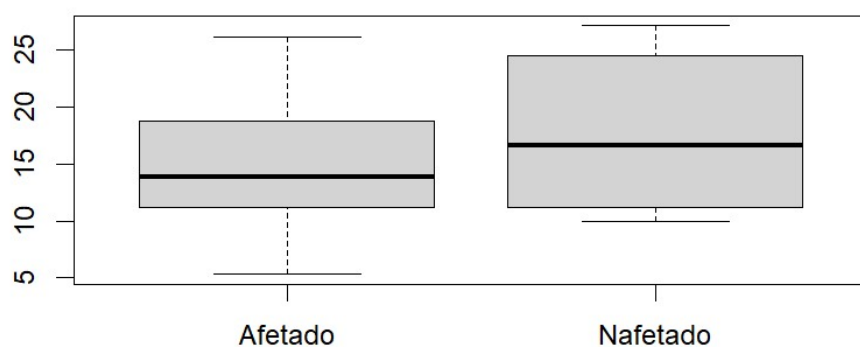
```
#
```

```
kwTest <- kruskal.test(soilData)
```

```
kwTest
```

Resultados para Março/22

RBS



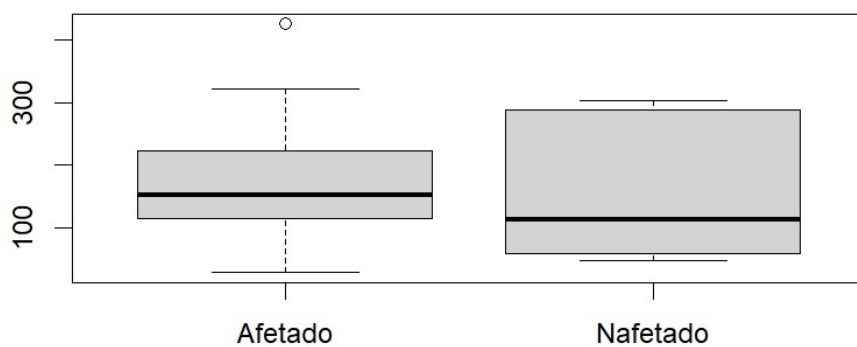
Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.49043, df = 1, p-value = 0.4837

Conclusão: Não significativo

CBM



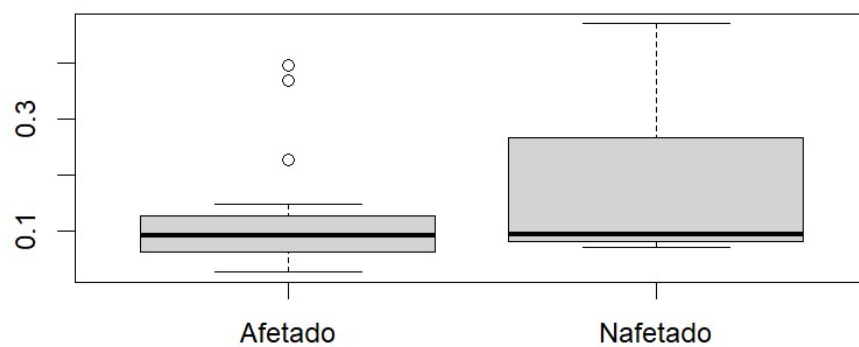
Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.44444, df = 1, p-value = 0.505

Conclusão: Não significativo

qCO₂



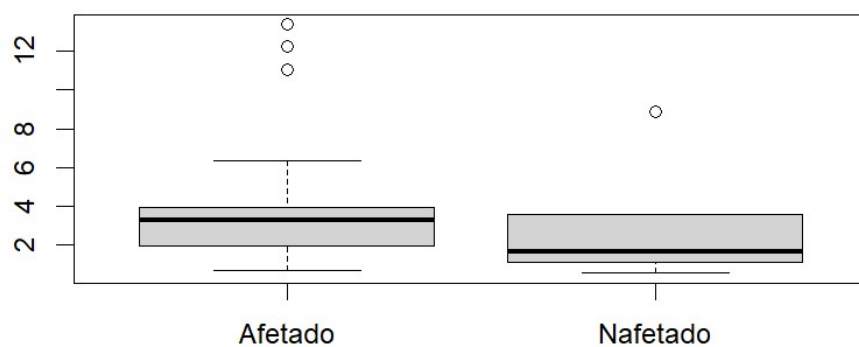
Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.53778, df = 1, p-value = 0.4634

Conclusão: Não significativo

Fosfatase Ácida



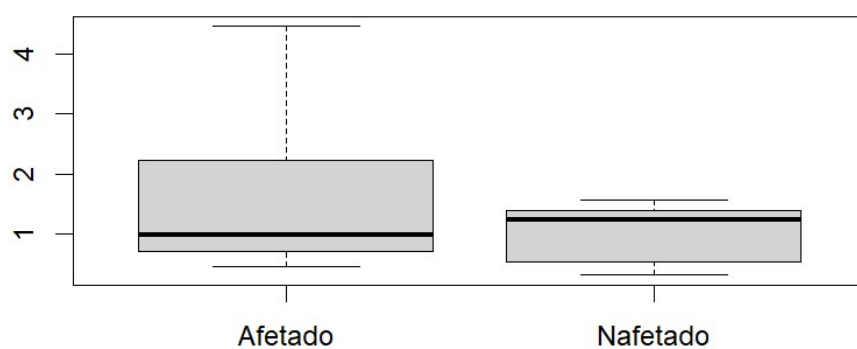
Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 1.44, df = 1, p-value = 0.2301

Conclusão: Não significativo

Fosfatase Alcalina



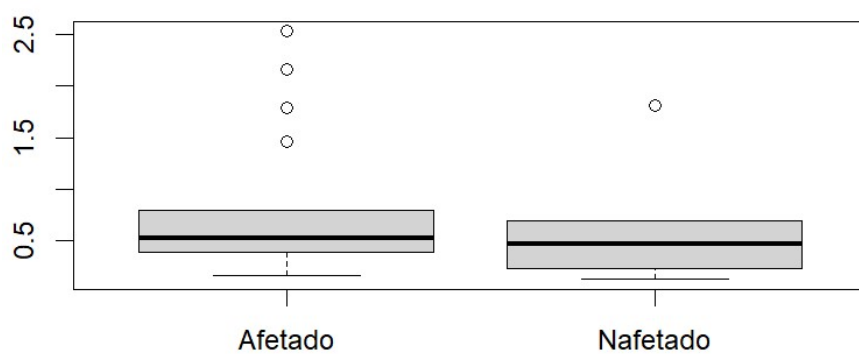
Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.16, df = 1, p-value = 0.6892

Conclusão: Não significativo

Beta-glicosidase



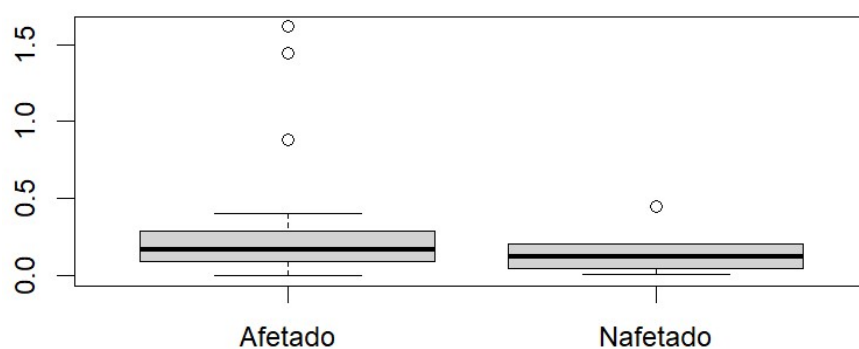
Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.36, df = 1, p-value = 0.5485

Conclusão: Não significativo

Arilsulfatase



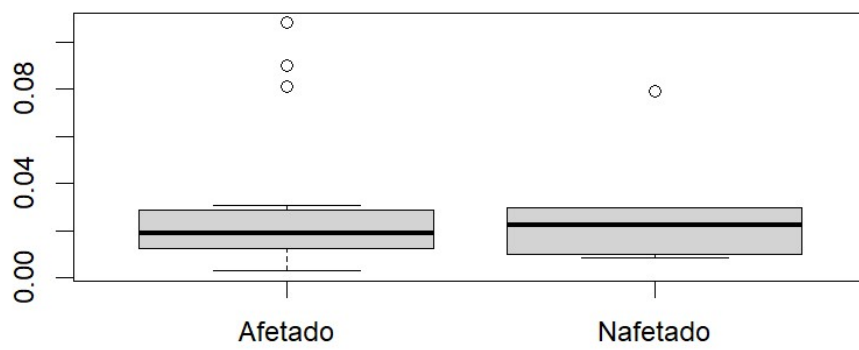
Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.44444, df = 1, p-value = 0.505

Conclusão: Não significativo

Urease



Kruskal-Wallis rank sum test

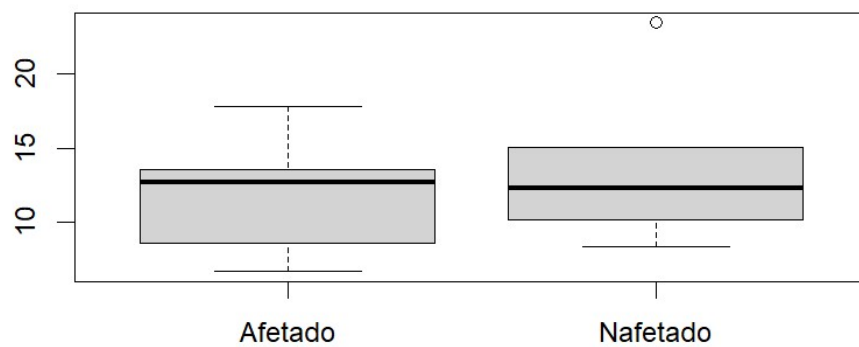
data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.017778, df = 1, p-value = 0.8939

Conclusão: Não significativo

Resultados Setembro/22

RBS



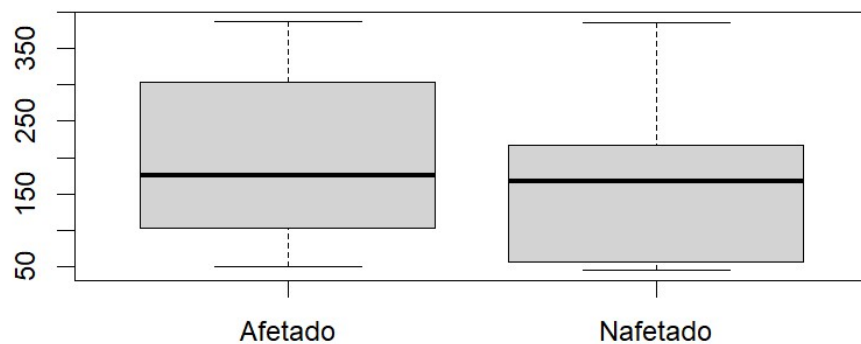
Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.36, df = 1, p-value = 0.5485

Conclusão: Não significativo

CBM



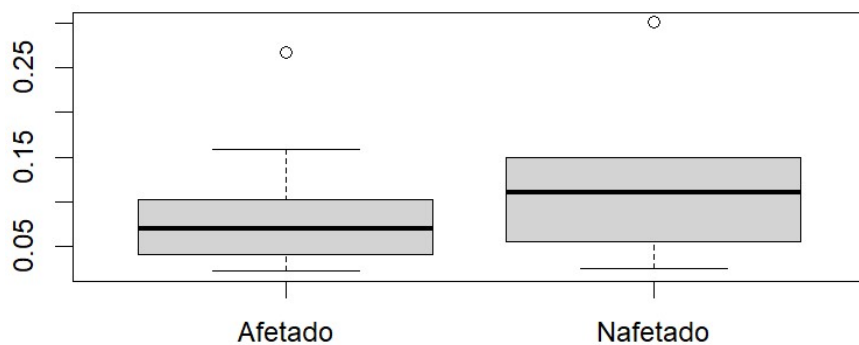
Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.21778, df = 1, p-value = 0.6407

Conclusão: Não significativo

qCO₂



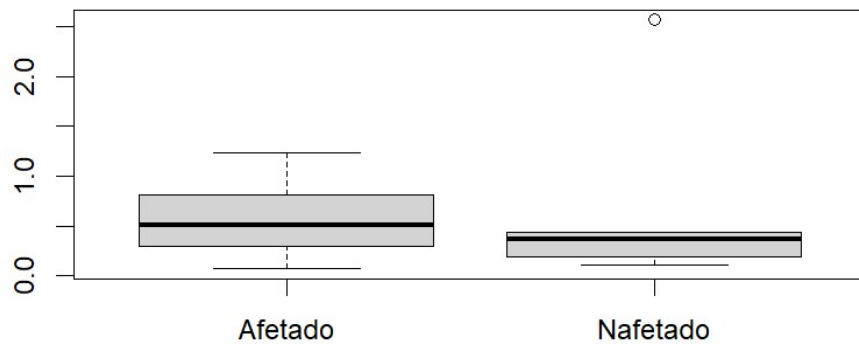
Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 1.6044, df = 1, p-value = 0.2053

Conclusão: Não significativo

Fosfatase ácida



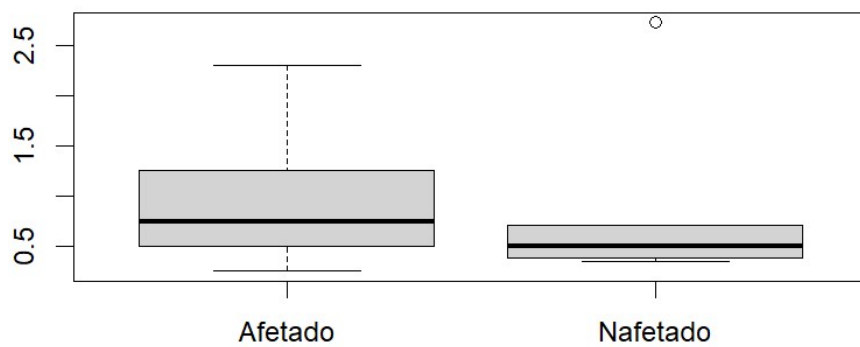
Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.75111, df = 1, p-value = 0.3861

Conclusão: Não significativo

Fosfatase Alcalina



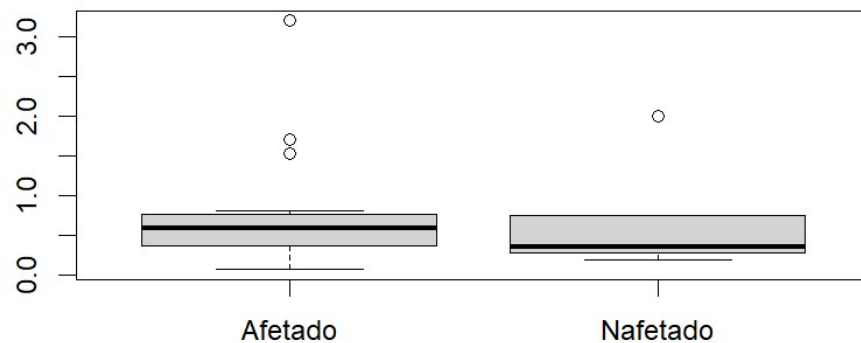
Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.64, df = 1, p-value = 0.4237

Conclusão: Não significativo

Beta-glicosidase



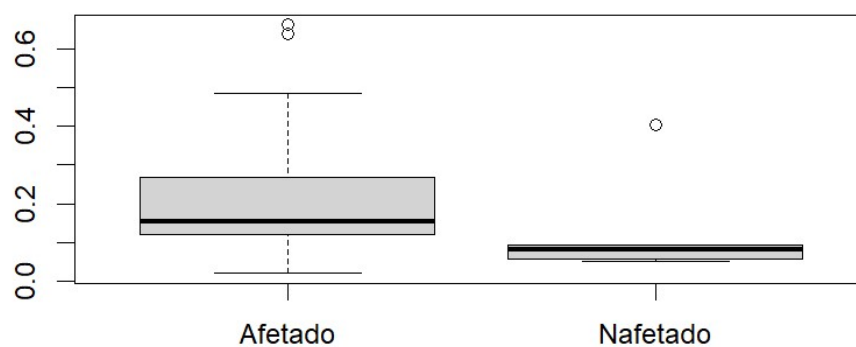
Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.44444, df = 1, p-value = 0.505

Conclusão: Não significativo

Arilsulfatase



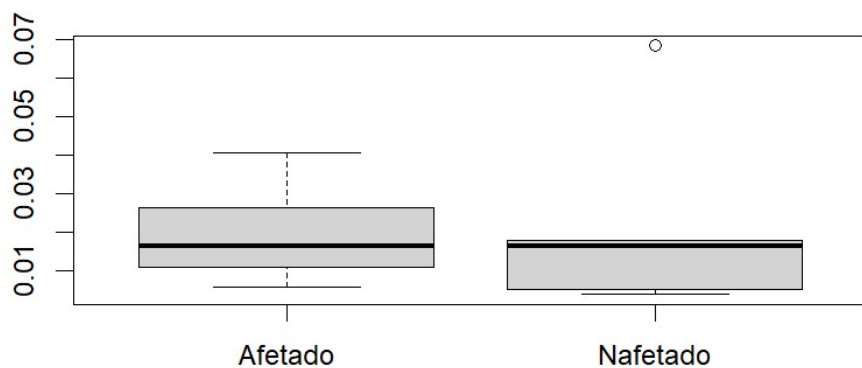
Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 2.3511, df = 1, p-value = 0.1252

Conclusão: Não significativo

Urease



Kruskal-Wallis rank sum test

data: soilData

Kruskal-Wallis chi-squared = 0.18794, df = 1, p-value = 0.6646

Conclusão: Não significativo